



Photo : INRAE

La zone tampon humide artificielle comme outil de protection de la ressource en eau potable contre le transfert de pesticides par le drainage agricole

Réflexion pour la mise en place de ZTHA sur le sous-bassin du Dhuy (Loiret, France)

Présenté par Léa Maitre

Sous la direction de Jean-Michel Carozza
Professeur des Universités et chercheur

Stage encadré par Sophie Deruyver
Animatrice SAGE Val Dhuy Loiret

M2 Sciences pour l'Environnement –
Géographie Appliquée à la Gestion des Littoraux

2022 – 2023

Remerciements

Je tiens en premier lieu à remercier ma maîtresse de stage, Sophie Deruyver, pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce stage sur la thématique passionnante et complexe de la qualité des eaux. Et bien évidemment pour son accompagnement, son aide et le partage de ses connaissances.

Merci à Monsieur Carozza de m'avoir tutorée pour ce stage et de m'avoir permis de trouver ma voie, alors que deux ans auparavant je n'avais aucune idée d'où j'allais.

Toute ma reconnaissance envers Laurent Boisgard, David Maffre, Emilie Bigorne et Salomé Mayer pour le temps accordé et l'aide apportée dans la réalisation de ce travail.

Mes sincères remerciements envers Jonathan Leproult, du Syndicat des Vals de Vienne, qui a répondu à mes nombreuses questions et m'a accueillie en Indre et Loire pour visiter les ZTHA mises en place sur leur territoire. Sans oublier Cécile Falque et tous les autres qui ont su m'apporter de précieuses informations et retours d'expérience sur leur ZTHA.

Je remercie également Benoit Louchard et Rachel L'Helgoualc'h (Chambre d'Agriculture du Loiret), Pauline Choucard (AELB), Monsieur Misseri et Léa Duclos (Syndicat Mixte du Bassin du Loiret) qui ont suivi mon stage et m'ont donné de nombreuses pistes de réflexion.

Un grand merci à Hugo et Sylvain (ASRL) pour leur gentillesse, leur humour et leur savoir, avec une mention spéciale pour les ~~ra~~ constatactions de Sylvain. Merci de nous avoir accueillies, appris et donné l'occasion de se former sur les plantes envahissantes.

Merci à Camille, Lilia, Lucie, Julian et à tous ceux qui ont contribué à la bonne ambiance au bureau et animé les pauses midi.

Mention spéciale pour Martin, pour son soutien et son humour au quotidien (et pour avoir joué le rôle du bureau des plaintes avec brio pendant ces deux dernières années).

Enfin, je remercie toute la promotion de GAGL pour les bons moments, les rigolades, l'entraide et pour, finalement, avoir rendu ces deux ans de master un peu moins difficiles. Bonne continuation à tous, en espérant vous recroiser.

Sommaire

Liste des figures	4
Liste des abréviations	6
Introduction	7
Première partie : état des connaissances	9
I. Le fonctionnement des cours d'eau en milieu à forte pression agricole	9
1. Les transferts privilégiés des différents types de contaminants.....	9
2. Le devenir des polluants dans l'environnement.....	11
3. Le réseau de drainage : un transfert rapide des pesticides vers les eaux de surface	12
II. Les solutions fondées sur la nature pour l'interception des transferts de contaminants	15
1. Une zone tampon adaptée au contaminant visé.....	16
2. La ZTHA pour la réduction du transfert de pesticides par les eaux de drainage	17
Seconde partie : L'atteinte d'une bonne qualité des eaux en surface pour la protection de la ressource souterraine d'alimentation en eau potable	33
I. Présentation du contexte	33
1. La structure d'accueil.....	33
2. Le SAGE Val Dhuy Loiret	34
3. Le bassin versant du Loiret.....	36
4. L'enjeu eau potable	40
II. État des lieux de la pression polluante : origine, mode et dynamique de transfert	42
1. Matériels et méthodes.....	42
2. Résultats.....	47
3. Discussion.....	53
III. Quantification de l'apport des eaux de drainage à la pollution des eaux superficielles	54
1. Matériels et méthodes.....	54
2. Résultats.....	56
3. Discussion.....	58
IV. La mise en place d'une ZTHA sur le bassin du Dhuy	59
1. Préciser le diagnostic de territoire	59
2. Les contraintes réglementaires et techniques	61
3. Retours d'expérience.....	64
V. Conclusion	67
Bibliographie	68
Annexes	73

Liste des figures

Figure 1 : Schéma du devenir des pesticides dans l'environnement (Vallée, 2015)	12
Figure 2 : Schéma du fonctionnement du drainage agricole (d'après Blann et al., 2009)	13
Figure 3 : (A) Carte de la concentration totale moyenne en pesticides dans les eaux de surface en 2014 (B) Carte de la part de la superficie drainée en France en 2010 (Vallée, 2015).....	14
Figure 4 : Tableau des zones tampons à privilégier selon le contaminant visé (Carluer et al., s.d. b).....	16
Figure 5 : Carte de la répartition spatiale des études primaires réalisées sur les ZTHA entre 1995 et 2020 (Nottingham et Messer, 2021).....	17
Figure 6 : Schéma d'une ZTHA à surface libre (d'après Maiga et al., 2017)	18
Figure 7 : Schéma d'une ZTHA à flux subsurfacique (d'après Maiga et al., 2017).....	19
Figure 8 : Photographie d'une ZTHA à flux subsurfacique non végétalisée (Maiga et al., 2017)	19
Figure 9 : Schéma d'une ZTHA à flux vertical (d'après Maiga et al., 2017)	20
Figure 10 : Schéma d'une ZTHA implantée en série (CA Pays de la Loire, 2021)	20
Figure 11 : Schéma d'une ZTHA implantée en parallèle (CA Pays de la Loire, 2021).....	21
Figure 12 : Schéma du dispositif de saturation de la zone riparienne (d'après Carstensen et al., 2020).....	22
Figure 13 : Schéma de la configuration d'une zone tampon intégrée (d'après Carstensen et al., 2020).....	22
Figure 14 : Schéma des mécanismes de remédiation rencontrés dans une ZTHA (Gauillier, 2018).....	23
Figure 15 : Graphique du lien entre la vitesse d'écoulement et la sédimentation des différentes tailles de particules (Carluer et al., s.d. a).....	24
Figure 16 : Tableau des taux d'abattement moyens des substances individuelles (Maitre, 2023)	27
Figure 17 : Graphique des taux d'abattement obtenus par famille de substances actives (Carluer et al., s.d. b).28	
Figure 18 : Graphique du rapport entre ratio de la ZTHA et taux d'abattement (Maitre, 2023 d'après Vallée, 2015)	28
Figure 19 : Schéma de la formation de trois zones hydrauliques par le mouvement de l'eau dans une ZTHA (Gauillier, 2018).....	30
Figure 20 : Tableau du rapport longueur/largeur recommandé pour une ZTHA (ONEMA et IRSTEA, 2015).....	31
Figure 21 : Carte du périmètre d'action de l'Etablissement Public Loire (EP Loire, 2021).....	33
Figure 22 : Carte des périmètres d'action du SDAGE Loire-Bretagne et du SAGE Val Dhuy Loiret.....	34
Figure 23 : Carte du périmètre d'action du SAGE Val Dhuy Loiret	35
Figure 24 : Carte du réseau hydrographique sur le bassin du Loiret	36
Figure 25 : Carte des formations géologiques sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a).....	37
Figure 26 : Schéma d'une coupe hydrogéologique d'Orléans à Melun (BD LISA, 2016)	38
Figure 27 : Carte des cavités identifiées par la Banque du sous-sol	39
Figure 28 : Carte de l'occupation du sol sur le SAGE Val Dhuy Loiret.....	40
Figure 29 : Carte de l'aire d'alimentation de captage du Val d'Orléans	41
Figure 30 : Carte des stations de suivi de la qualité de l'eau	43
Figure 31 : Carte du registre parcellaire graphique sur le SAGE Val Dhuy Loiret.....	44
Figure 32 : Carte du réseau de drainage agricole sur le SAGE Val Dhuy Loiret.....	45
Figure 33 : Tableau du nombre de dépassements des seuils enregistrés sur le Dhuy (Maitre, 2023).....	47
Figure 34 : Graphique de l'évolution annuelle des concentrations cumulées sur la station Dhuy amont.....	48
Figure 35 : Graphique de l'évolution annuelle des concentrations cumulées sur la station Dhuy aval	48
Figure 36 : Graphique des molécules les plus détectées sur la station Dhuy amont (Maitre, 2023)	49
Figure 37 : Graphique des molécules les plus détectées sur la station Dhuy aval (Maitre, 2023).....	49
Figure 38 : Carte des textures de surface des sols sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)	50
Figure 39 : Carte de degré d'hydromorphie des sols sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a) 51	
Figure 40 : Carte de la sensibilité pédologique au ruissellement sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014).....	51
Figure 41 : Carte de la sensibilité pédologique à l'infiltration sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)	52
Figure 42 : Carte de la sensibilité hydrogéologique à l'infiltration (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a).....	53
Figure 43 : Carte du linéaire de cours d'eau prospecté sur le terrain	56
Figure 44 : Photographies (a) du cours d'eau inaccessible (b) d'un écoulement non conforme (Maitre, 2023) ...	57
Figure 45 : Photographies d'un bout de champ et passage de roues inondés (Maitre, 2023)	57
Figure 46 : Photographies (a) d'un exutoire obstrué (b) d'une pose de drain atypique (Maitre, 2023).....	58
Figure 47 : Schéma des stratégies d'implantation d'un OR2 (Catalogne et Le Hénaff, 2017).....	60

<i>Figure 48 : Cartographie des contraintes réglementaires à l'implantation d'une ZTHA.....</i>	<i>62</i>
<i>Figure 49 : Photographie d'un exutoire de drain sous le niveau d'eau (Maitre, 2023).....</i>	<i>63</i>
<i>Figure 50 : Carte de la localisation des structures contactées pour retour d'expérience sur leurs ZTHA.....</i>	<i>64</i>
<i>Figure 51 : Photographies d'une ZTHA sur le bassin versant de la Manse, Indre et Loire (Maitre, 2023)</i>	<i>66</i>

Liste des abréviations

AELB : Agence de l'eau Loire-Bretagne

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AEP : Alimentation en eau potable

BCAE : Bonnes conditions agricoles et environnementales

CA : Chambre d'agriculture

CC : Communauté de communes

CLE : Commission locale de l'eau

DDT (45) : Direction départementale des territoires (du Loiret)

DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement

EP Loire : Établissement public Loire

ERC : Éviter-réduire-compenser

INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

NQE : Normes de qualité environnementale

OR2 : Ouvrage de rétention et de remédiation

PLU : Plan local d'urbanisme

PTGE : Projet de territoire pour la gestion de l'eau

RPG : Registre parcellaire graphique

SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau

SAU : Surface agricole utile

SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion de l'eau

SDES : Services des données et études statistiques

VDL : Val Dhuy Loiret

ZNIEFF : inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique

ZTHA : Zone tampon humide artificielle

Introduction

La Seconde Guerre Mondiale marque en Europe la nécessité de l'autosuffisance alimentaire, il faut alors augmenter les rendements agricoles sur un continent qui subit une pression foncière croissante. Afin d'assurer cette augmentation et la stabilité des rendements, les produits phytosanitaires sont largement introduits dans les pratiques agricoles françaises et européennes (Pierlot *et al.*, 2020). La hausse des intrants couplée à la mécanisation du travail agricole a multiplié par 4 la production de blé française depuis la moitié du 20^e siècle (Vallée, 2015). Avec plus de 26 millions d'hectares de surface agricole utile dont près de la moitié est occupée par des grandes cultures, la France représente 16% des terres agricoles européennes (INSEE, 2021 ; Le Cor *et al.*, 2021). D'après la Banque Nationale des Ventes, plus de 167 000 tonnes de produits phytopharmaceutiques ont été achetés sur le territoire français en 2021.

Les produits phytosanitaires, également appelés produits phytopharmaceutiques, sont un type de pesticide, au même titre que les produits biocides et antiparasitaires. Ces premiers sont utilisés pour protéger les plantes des organismes nuisibles, soient les adventices, insectes et champignons respectivement par le biais d'herbicides, insecticides et fongicides. L'action préventive ou curative contre les nuisibles est assurée par plusieurs substances actives qui composent un produit, forme sous laquelle le pesticide est mis sur le marché après autorisation de l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) (Xicluna, 2021). Les substances actives sous soumises à une évaluation de risque environnemental tous les 10 ans en Europe, le nombre d'autorisations est ainsi passé d'un millier dans les années 1990 à 423 en 2013. Ces 423 substances autorisées composent plus de 4000 produits (Vallée, 2015).

L'exportation des pesticides hors des parcelles vers l'environnement cause des dommages parfois irréversibles aux écosystèmes et à leur biodiversité, qu'ils soient terrestres ou aquatiques. Les substances contenues dans les pesticides sont alors qualifiées de polluantes puisqu'elles causent une dégradation de l'environnement (Larousse, s.d.). Les effets indésirables des pesticides sur la santé humaine sont également questionnés. Ainsi, le transfert des pesticides vers les masses d'eau entraîne des perturbations sur les organismes aquatiques mais peut également poser problème si la ressource touchée est exploitée pour l'alimentation en eau potable (AEP). En France, l'eau potable est acheminée au consommateur par un réseau public de captage, traitement, stockage et distribution. 96% des 33 500 captages d'AEP se situent dans les masses d'eau souterraines et fournissent les deux tiers de l'eau prélevée, le tiers restant est capté dans les eaux superficielles (Ministère de la santé, 2014). En raison de la dangerosité avérée ou soupçonnée de nombreuses substances, la qualité des eaux est particulièrement surveillée. La potabilité de l'eau est assurée par des « limites de qualité pour les paramètres dont la présence dans l'eau induit des risques immédiats ou à plus ou moins long terme pour la santé de la population » (Ministère de la santé, 2023). Ces paramètres comprennent notamment les pesticides, les nitrates, le phosphore ou encore les métaux et métalloïdes.

La présence de ces polluants dans l'environnement est, dans de nombreuses régions, d'origine agricole. Les modes de transfert des polluants hors de la parcelle sont multiples et dépendent de plusieurs facteurs, le drainage agricole constitue notamment un moyen rapide

de transfert. Il est ainsi crucial de diminuer la pression polluante sur les milieux aquatiques, particulièrement la pression agricole. Une démarche de réduction de l'utilisation agricole des produits phytopharmaceutiques a été entamée au niveau national par le plan Ecophyto lancé en 2009 avec l'objectif d'une diminution de moitié de leur utilisation à l'horizon 2025 et une sortie du glyphosate pour 2022 (Remongin, 2022). Par ailleurs, l'aménagement des versants constitue une action complémentaire intéressante pour la réduction des transferts de polluants vers les masses d'eaux. Au cours de la dernière décennie, les zones tampons et plus particulièrement les zones tampons humides artificielles (ZTHA) font l'objet d'un intérêt croissant. Les zones tampons sont des aménagements paysagers à l'interface entre une zone naturelle et une zone anthropisée, elles remplissent des fonctions de rétention et/ou d'élimination des polluants. Les ZTHA présentent des caractéristiques permettant d'assurer ces deux fonctions et, par conséquent, de constituer des outils prometteurs pour la reconquête de la bonne qualité des eaux.

Dans quelle mesure la mise en place d'une ZTHA est-elle une solution adaptée à la limitation du transfert de pesticides vers des captages d'alimentation en eau potable ? Dans un premier temps, nous dresserons un état de l'art international sur les moyens de transfert des différents polluants et les processus de rétention et d'élimination auxquels ils sont soumis. Nous verrons également comment ces processus naturels peuvent être reproduits dans les ZTHA et à quels besoins ces dispositifs permettent de répondre. Dans un second temps, nous caractériserons la pression polluante et le mode de transfert privilégié sur le bassin versant du Loiret. Puis nous tenterons de cibler un type de ZTHA et une implantation adaptés à l'atteinte et au maintien d'une bonne qualité de l'eau au regard de l'enjeu eau potable.

Première partie : état des connaissances

I. Le fonctionnement des cours d'eau en milieu à forte pression agricole

La Directive-cadre sur l'eau (DCE) de 2000 considère que « *l'eau n'est pas un bien marchand comme les autres mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel* ». A cette visée, un réseau d'observation a été mis en place en 2007 dans le cadre de cette directive européenne, comptant plus de 2500 points de mesure dans les eaux de surface et près de 2000 dans les eaux souterraines. Au début des années 2010, au moins un pesticide était quantifié dans plus de 90% des prélèvements dans les eaux de surface tandis que 10 pesticides étaient détectés dans 60% des points. Concernant les points de mesure souterrains, au moins un pesticide y est détecté dans 60% d'entre eux (Vallée, 2015 ; Gaullier *et al.*, 2018 ; Pierlot *et al.*, 2020).

La qualité des masses d'eau se base sur la norme qualité environnementale (NQE), une norme européenne qui établit une liste de substances dites « prioritaires » et « dangereuses prioritaires » dont la concentration doit être limitée dans les eaux pour assurer la protection de la santé humaine et de l'environnement. La Directive fille de la DCE de 2013 établit une liste de 45 substances « prioritaires » et autres polluants accompagnées d'un seuil de concentration à ne pas dépasser (annexe 1), 19 d'entre eux sont des pesticides (Gaillard *et al.*, 2016 ; Le Cor *et al.*, 2021). L'existence de ces seuils de qualité des eaux met en lumière la nécessité de localiser la source des pressions polluantes et leurs moyens de transfert vers les masses d'eau.

1. Les transferts privilégiés des différents types de contaminants

La provenance des substances polluantes varie selon l'occupation du sol. En France c'est généralement l'agriculture qui est la première émettrice concernant les pesticides, les nutriments et parfois certains métaux et métalloïdes. Les dépassements des seuils de qualité ne sont pas rares dans les bassins versants à dominante agricole et la mise en place d'actions pour assurer une bonne qualité de l'eau nécessite une compréhension fine des processus de transferts de contaminants en jeu à l'échelle de la parcelle et du bassin versant.

Un bassin versant peut se définir comme « une entité topographique et hydrographique dans laquelle se produisent des entrées d'eau sous la forme de précipitations » (Bravard et Petit, 1997) ou encore « une portion d'espace terrestre à l'intérieur de laquelle tous les écoulements [...] se dirigent vers le même exutoire » (Géoconfluences, 2023). Ainsi, l'occupation du sol et sa pression polluante vont avoir une influence sur l'ensemble du bassin versant, à la fois sur les eaux de surface et souterraines. En effet, les processus de transfert vers les masses d'eau sont multiples mais spécifiques à chaque bassin puisqu'ils dépendent de plusieurs facteurs.

La pression polluante peut être ponctuelle ou diffuse. Une pollution ponctuelle a une source bien définie et est souvent accidentelle, c'est le cas de la pollution par dérive où les pesticides sont emportés par le vent. La pollution diffuse concerne les pollutions régulières dont on peut connaître l'origine mais dont les points de rejet ne sont pas clairement identifiés (Bossard, 2016). Les pollutions ponctuelles agricoles sont maîtrisables par le biais d'actions préventives comme l'utilisation d'engins équipés d'un clapet anti-dérive, le stockage des produits dans des entrepôts fermés et imperméables ou des bonnes pratiques de nettoyage

des cuves. En revanche, la mise en place d'actions de lutte contre la pollution diffuse s'avère plus compliquée en raison de la difficulté à identifier précisément les rejets polluants. En effet, dans les bassins agricoles, ceux-ci s'effectuent par plusieurs voies de transfert de la parcelle vers l'environnement.

Les substances polluantes peuvent être exportées par l'érosion, par ruissellement de l'eau sur les versants, par écoulement de subsurface, par infiltration dans le sol ou via des zones d'engouffrement ou encore par le réseau de drainage agricole (Gaillard *et al.*, 2016 ; Vyzamal et Brezinová, 2014). Ces différents moyens de transfert sont conditionnés par la topographie, l'occupation et les propriétés du sol, les conditions météorologiques et hydrogéologiques, ou encore les conditions et modes d'application des pesticides. En effet, la pente, la formation d'une croûte de battance rendant le sol imperméable, la saturation en eau du sol, la présence de zones artificialisées et l'intensité des précipitations vont favoriser le ruissellement ; il peut être diffus ou concentré sur un axe. Également, l'érosion sera plus importante sur un sol nu et imperméable qui connaît des précipitations intenses et un ruissellement concentré. À l'inverse, un sol couvert, qui ne serait pas tassé ni saturé en eau va permettre l'infiltration de l'eau dans le sol. L'eau peut atteindre les nappes en l'absence d'un horizon imperméable, mais également de manière directe lorsqu'elle rencontre une zone d'engouffrement (doline, bétoire, gouffre, ...), généralement présente dans les sols karstiques. Dans le cas contraire d'un horizon imperméable qui va l'empêcher de s'infiltrer jusqu'aux nappes, elle va percoler latéralement dans le sol, c'est un écoulement latéral de subsurface. Le réseau de drainage constitue un écoulement latéral de subsurface artificiel. En effet, la mise en place de drains perforés dans le sol permet de récupérer l'eau et l'évacuer vers les eaux de surface afin d'empêcher la saturation en eau des sols, fréquente dans les sols lourds (Carlier *et al.*, s.d. b).

Par ailleurs, les propriétés chimiques des substances actives influencent fortement leur exportation de la parcelle, ainsi chaque famille de substance a son mode de transfert privilégié. Les matières en suspension ne sont pas des substances polluantes en tant que telles mais des matrices qui facilitent le transfert de certaines d'entre elles. Le phosphore en est la meilleure illustration puisque ce nutriment est majoritairement exporté sous sa forme particulaire. Son transfert est donc fortement lié au risque érosif présent sur la parcelle et au ruissellement, le réseau de drainage joue également un rôle en transportant les matières en suspension les plus fines (*Ibidem*).

L'azote a la particularité d'être présent dans l'environnement sous plusieurs formes : ammoniac, ammonium, nitrite ou nitrate ; toutes les formes sont réunies sous le nom d'azote total. La forme nitrate étant la plus stable, c'est elle qui est la plus présente dans les sols et, par conséquent, la plus exportée vers les eaux. En effet, 90% des flux d'azote annuels transportés dans les masses d'eau, en provenance de l'agriculture, sont sous la forme de nitrates. Cette forme d'azote étant très soluble, ses modes de transfert privilégiés sont l'infiltration, le drainage agricole et les écoulements de subsurface (*Ibidem*).

Quant aux pesticides, ce sont leurs propriétés qui déterminent si l'exportation d'une substance se fera préférentiellement sous forme dissoute ou particulaire. Néanmoins, la forme dissoute est celle qui est la plus fortement et aisément exportée puisqu'elle est sensible à tous les types de transfert.

Les molécules sont caractérisées par un coefficient de solubilité, exprimé en mg.L^{-1} , qui désigne la capacité d'une molécule à se dissoudre dans l'eau et former un mélange homogène.

Plus une molécule est soluble moins elle sera apte à rester dans les sols, elle va donc être transférée dans la lame d'eau par ruissellement, drainage, infiltration ou engouffrement. La mobilité d'une molécule est quantifiée par le Koc, il représente le coefficient de partage entre le carbone organique et l'eau, plus sa valeur est élevée plus la propension de la substance à s'adsorber sur un agrégat est forte (annexe 2). Ainsi, pour les substances présentant un Koc élevé, leur mode de transfert est intimement lié à celui des matières en suspension. Dans le cas des pesticides en solution qui sont sensibles à tous les types de transfert, ce sont les caractéristiques du bassin versant qui vont indiquer le mode de transfert préférentiel (*Ibidem* ; Vallée, 2015).

2. Le devenir des polluants dans l'environnement

Une fois ces substances dans l'environnement, leurs devenirs sont multiples (figure 1) et sont régis par leurs caractéristiques et plusieurs facteurs exogènes. L'azote et le phosphore sont deux nutriments naturellement présents dans l'environnement, ils participent à des cycles essentiels à l'équilibre des écosystèmes. L'azote, présent dans l'air sous forme gazeuse, est minéralisé par les orages ou par des bactéries et devient de l'ammonium qui se transforme en nitrate après nitrification par d'autres bactéries. Enfin, les bactéries dénitrifiantes repassent les nitrates sous forme d'azote gazeux. La minéralisation permet l'assimilation de ce nutriment par les végétaux, qui sont ensuite consommés par d'autres êtres vivants. Au travers de leurs déjections ou de la décomposition d'organismes morts, l'azote organique retourne dans le sol sous forme minérale. Ainsi, l'élimination des nitrates passe principalement par l'assimilation par les végétaux mais également par le processus de dénitrification. Ce dernier est accru avec la hausse des températures et en conditions anaérobies, c'est-à-dire en l'absence d'oxygène, qui favorisent le développement et l'activité des bactéries dénitrifiantes (Dumas, 2017).

Le phosphore, lorsqu'il n'est pas assimilé par les végétaux, a une forte propension à se fixer sur les particules du sol ou sur les matières en suspension, il sera alors retenu dans les sols ou dans la rhizosphère (systèmes racinaire des végétaux).

A la manière du phosphore, les pesticides peuvent être retenus sur les sédiments, dans le sol ou sur les racines des végétaux par le processus d'adsorption. L'adsorption est le phénomène par lequel des molécules dissoutes dans l'eau se fixent sur une surface solide (Banas *et al.*, 2022). Cette rétention dépend de la solubilité de la substance active (annexe 2). Ils sont éliminés de l'environnement par volatilisation, en lien avec l'évapotranspiration des végétaux lorsque les températures sont élevées. Ils peuvent également être dégradés par l'eau, la lumière ou des microorganismes, ce sont respectivement les processus d'hydrolyse, de photolyse et de biodégradation. La dégradation d'une molécule est effective lorsque la liaison entre ses atomes est rompue. La molécule mère se transforme alors en une autre, dite métabolite ou molécule fille. Ces processus de rétention et d'élimination sont influencés par divers facteurs tels que la température de l'eau et du sol, le pH, le type de végétation ou encore les précipitations (Gutowski *et al.*, 2015).

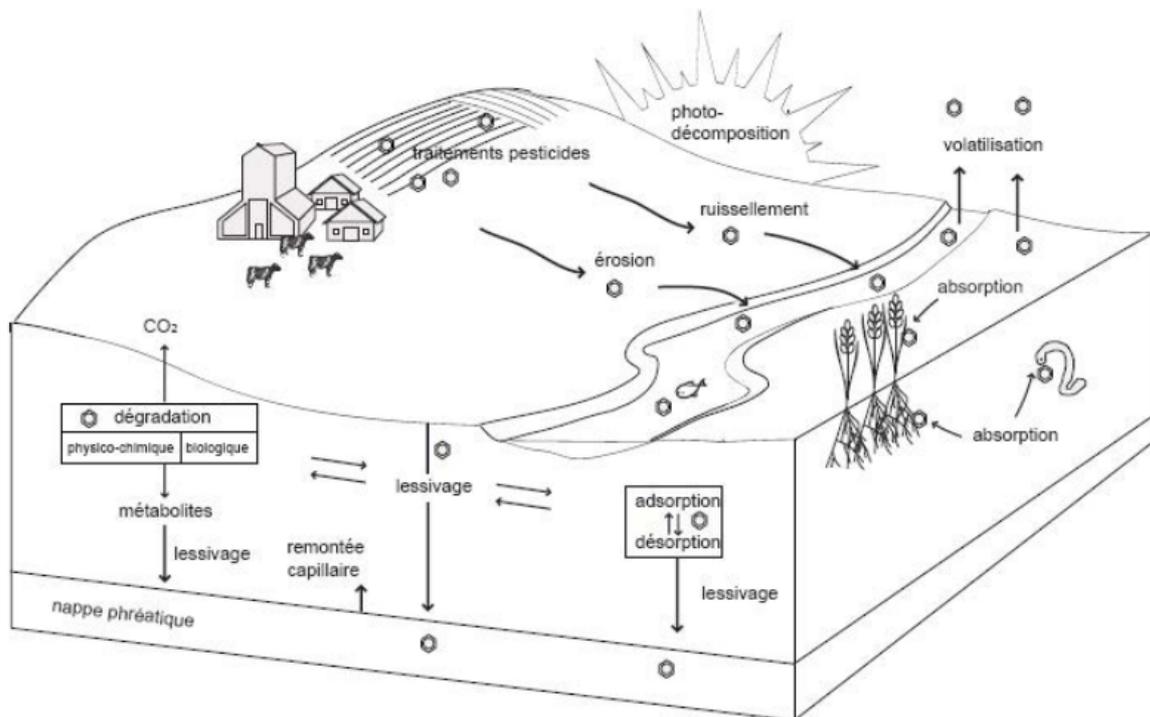


Figure 1 : Schéma du devenir des pesticides dans l'environnement (Vallée, 2015)

Bien que l'azote et le phosphore soient naturellement présents dans l'environnement, leur utilisation excessive comme intrants dans l'agriculture a perturbé leurs cycles. Un apport trop important en azote dans le sol l'empêche d'être absorbé par les végétaux, il rejoint alors les nappes par infiltration, ou les cours d'eau par écoulement de subsurface ou par le drainage agricole. La présence trop importante des nitrates dans les cours d'eau entraîne un développement d'algues et une chute du taux d'oxygène dissous dans l'eau, c'est l'eutrophisation. Ce phénomène touche à la fois les masses d'eau continentales et estuariennes (Carluer *et al.*, s.d. b).

Les pesticides, bien qu'ils soient d'origine anthropique, bénéficient de phénomènes de dégradation naturels lorsque les conditions sont optimales et qu'ils ne se trouvent pas en concentrations trop élevées. Néanmoins, le drainage agricole semble être un moyen de transfert rapide d'une quantité significative de pesticides vers les eaux, problématique exposée dès les années 1970 par Schiavon et Jacquin et qui fait aujourd'hui l'objet d'un vif intérêt (Vallée, 2015).

3. Le réseau de drainage : un transfert rapide des pesticides vers les eaux de surface

3.1. Le fonctionnement du réseau de drainage

Le drainage agricole constitue en la pose de tuyaux, généralement en poterie ou en PVC selon la période de pose, qui permettent d'évacuer l'excès d'eau dans les sols pendant l'hiver hydrologique, soit environ de novembre à avril en France (Tournebize *et al.*, 2020).

La saison de drainage peut être décomposée en trois à quatre phases qui se calquent sur les précipitations et l'évapotranspiration connues au cours de l'année. La première phase de mise en route du drainage débute à l'automne entre septembre et novembre, où les

précipitations s'intensifient et l'évapotranspiration potentielle décroît. La réserve utile étant en train de se reconstituer, 6 à 20% des précipitations sont évacuées par les drains. La seconde phase se déroule en hiver, entre décembre et mars, connaît un drainage intense avec l'augmentation de la fréquence des précipitations et une faible évapotranspiration. Pendant cette phase, 60 à 90% des précipitations sont restituées aux cours d'eau par les drains. Enfin, la dernière phase se déroule au printemps et en été, où le drainage devient ponctuel jusqu'à s'arrêter progressivement avec la diminution des précipitations et l'augmentation de l'évapotranspiration, 5 à 20% des précipitations sont restituées. Sur une année ou sur un territoire où la pluviométrie est relativement importante sur cette période, cette dernière phase peut en constituer deux. Au printemps, les précipitations sont suffisantes pour que les drains restituent de l'eau ; en été, les écoulements sont rares voire nuls (ONEMA et IRSTEA, 2015 ; Gaullier, 2018)

Le drainage est présent dans les sols lourds à forte teneur en argile qui ont tendance à retenir l'eau, sur les territoires où il y a la présence d'un horizon peu voire pas perméable et en présence d'une nappe affleurante. Le drainage s'est largement développé sur la seconde moitié du 20^e siècle pour assainir les sols et les rendre cultivables, permettant aux plantes d'avoir un espace suffisant pour s'enraciner et ainsi mieux croître (figure 2).

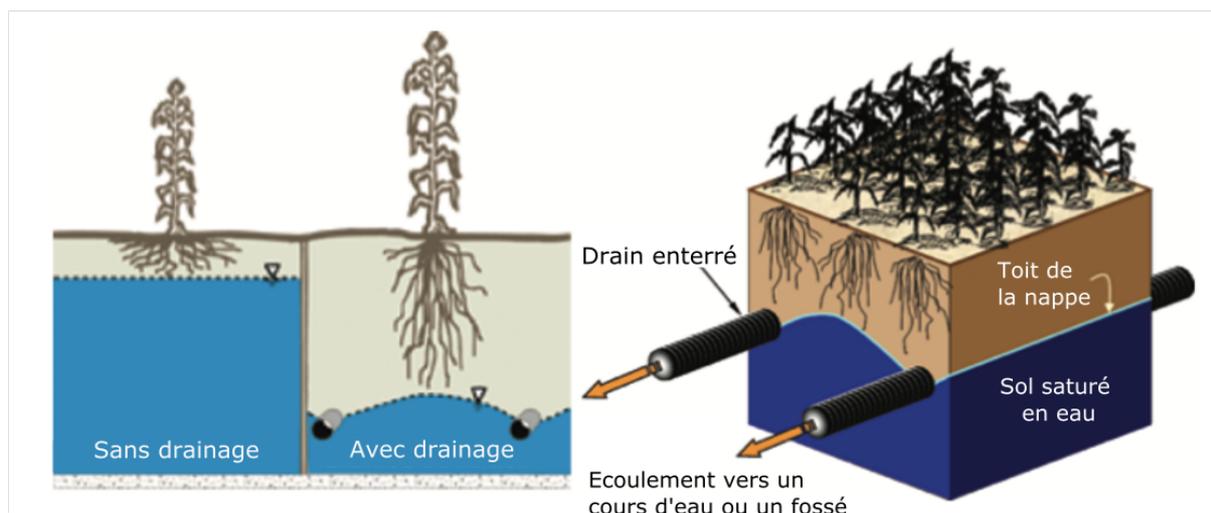


Figure 2 : Schéma du fonctionnement du drainage agricole (d'après Blann et al., 2009)

Ainsi, la conversion de nombreux espaces en terres agricoles, souvent pour l'expansion des grandes cultures, s'est fait au détriment des prairies et zones humides. En effet, des surfaces toujours en herbe ont connu un déclin de 30% de leur superficie depuis les années 1970 (Vallée, 2015). L'urbanisation et le drainage agricole auraient causé la perte de la moitié de la surface en zones humides sur le territoire entre les années 1960 et 1990 (SDES, 2022).

Le drainage agricole permet d'évacuer rapidement les eaux mais également les intrants appliqués sur ces terres cultivées et asséchées artificiellement. La quantité de pesticides appliquée sur les champs et exportée par le réseau de drainage vers les cours d'eau est estimée à moins d'1% et le plus souvent à moins de 0,5%. Néanmoins, cette valeur peut s'élever de 5 à 10% si les conditions sont propices. Bien que les quantités exportées soient relativement faibles, moins d'1% de la quantité appliquée dans les eaux peut suffire à dépasser les seuils de qualité. La figure 3 montre qu'une corrélation positive peut être établie entre les eaux de surface qui enregistrent une forte concentration en pesticides et la part de la superficie drainée. Cette relation est exacerbée au début de la saison de drainage où les précipitations

sont peu fréquentes et dans les têtes de bassin versant, en raison d'une dilution faible (Vallée, 2015 ; Carlier *et al.*, 2017 ; Gaullier, 2018 ; Pierlot *et al.*, 2020). Ici, ces dernières se réfèrent aux premiers écoulements et petits cours d'eau, pérennes ou intermittents, situés en amont des bassins versants dont le lit est relativement étroit et qui connaissent des faibles débits.

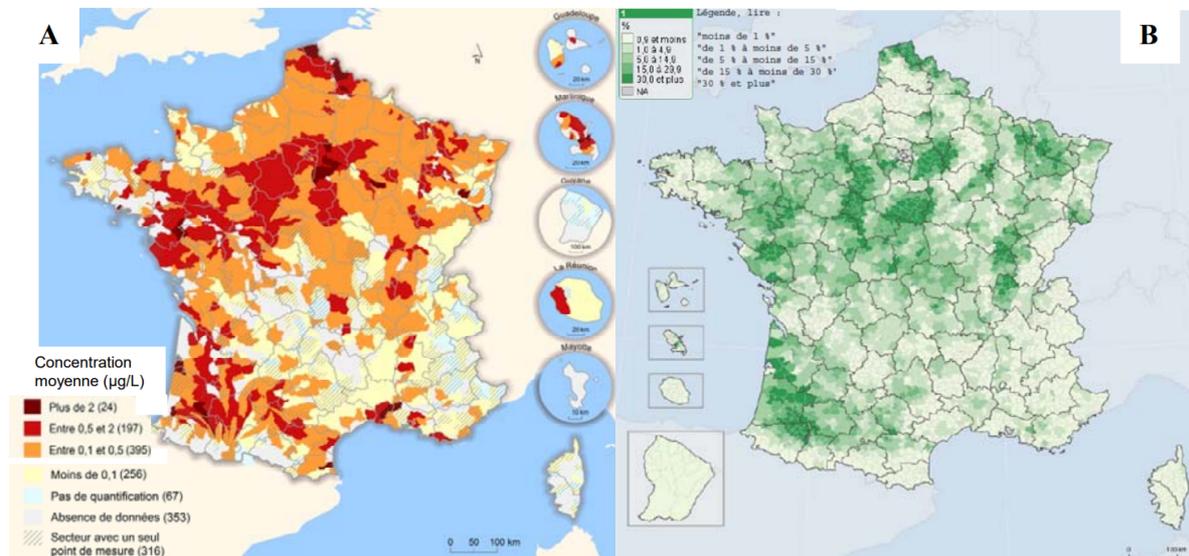


Figure 3 : (A) Carte de la concentration totale moyenne en pesticides dans les eaux de surface en 2014 (B) Carte de la part de la superficie drainée en France en 2010 (Vallée, 2015)

D'après l'étude de Gaullier (2018), les concentrations enregistrées en sortie de drain étaient en moyenne de $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour une douzaine de molécules. Des pics ont été enregistrés pour certaines molécules comme le métolachlore, l'alachlore et le bentazone atteignant respectivement $395,3$; $33,2$ et $118,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Ces valeurs dépassent très largement la NQE fixée pour l'alachlore à $0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (annexe 1) et les seuils de potabilisation de l'eau fixés en France à $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ par molécule.

Le principal facteur d'influence de l'exportation des pesticides par les eaux de drainage est la fréquence et temporalité des précipitations par rapport à l'application des pesticides. En effet, si les précipitations surviennent peu de temps après l'application, la substance n'aurait pas le temps d'être assimilée par les plantes et serait emportée dans les eaux de drainage. Également, si les précipitations sont fréquentes, les molécules peuvent être transportées par les drains avant qu'elles n'aient eu le temps de se dégrader dans le sol. En outre, si les pluies sont intenses à la suite d'une période plus sèche, la concentration sera élevée en sortie de drain (Vallée, 2015 ; Gaullier, 2018).

Par ailleurs, la teneur du sol en argile serait un facteur aggravant pour l'exportation des pesticides. Par comparaison avec un sol limoneux pour lequel les concentrations exportées atteignaient 2,4% des quantités appliquées, cette valeur s'élevait à 19% pour le sol argileux. Cette différence s'explique par la présence de macroporosités dans l'argile qui facilitent le transfert (Vallée, 2015).

Néanmoins, Gaullier (2018) n'a pas pu déterminer de facteurs favorisant le transfert des pesticides sous forme particulaire.

3.2. Les eaux de drainage : d'importants vecteurs d'externalités négatives

Cette dégradation de la qualité des eaux par le drainage met en péril la ressource en eau potable dans les bassins qui en fournissent. L'eau doit subir des traitements supplémentaires pour la rendre propre à la consommation, elle n'est parfois momentanément plus prélevée car la traiter devient trop coûteux ou impossible. L'effet des substances actives sur les systèmes endocrinien et reproducteur de nombreuses espèces, dont les humains, n'est pas encore bien connu. Même à des niveaux de concentration relativement faibles, des perturbations ont été observées dans les systèmes endocriniens des amphibiens et alligators. De nombreux effets indésirables ont été observés sur des espèces aquatiques exposées à une concentration allant de 0,12 à 75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ d'atrazine, comprenant entre autres la perturbation de la production d'hormones sexuelles, de croissance et de stress, un déclin de la population et des comportements sociaux et de chasse altérés. Le glyphosate est létal pour les têtards dès le seuil de 0,55 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Blann *et al.*, 2009).

Cependant, les externalités négatives liées au drainage sont nombreuses et ne concernent pas que la qualité de l'eau mais l'ensemble des facteurs régissant les écosystèmes aquatiques. Premièrement, la perte de grandes surfaces de zones humides entraîne le fractionnement et la perte d'habitats, ainsi que la perte d'une source d'alimentation essentielle pour de nombreux oiseaux migrateurs et mammifères. La perte d'habitats entraîne la perte de la biodiversité à l'échelle locale et parfois régionale. En outre, la disparition d'une espèce au niveau locale peut perturber l'ensemble de la chaîne alimentaire.

Par ailleurs, les drains modifient les volumes d'eau entrants et raccourcissent le temps de réaction du bassin versant aux précipitations, accroissant le risque d'inondations et du débit de pointe. Par conséquent, la rivière peut connaître une incision de son lit donc une réduction de la diversité des habitats et une déconnexion avec le lit majeur et la zone riparienne, zones d'interaction entre la terre et l'eau (*Ibidem*).

II. Les solutions fondées sur la nature pour l'interception des transferts de contaminants

Les actions possibles pour lutter contre la pollution diffuse sont plus compliquées à mettre en place que pour la pollution ponctuelle puisque la source de la pollution est globale. Ainsi, le plus efficace serait de traiter le problème à la source mais nécessite l'implication d'un grand nombre d'acteurs. Au niveau national, le plan EcoPhyto lancé depuis une quinzaine d'années s'attèle à la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires dans l'agriculture avec un objectif de -50% pour 2018, sans résultats probants pour le moment (Kchouk *et al.*, 2015). Il est aussi possible d'utiliser le levier réglementaire en interdisant l'utilisation de certaines molécules, ce qui peut être sujet à controverse ou va reporter le problème sur d'autres molécules qui seront plus utilisées en compensation. Enfin, une solution émergente et qui suscite un intérêt grandissant auprès de gestionnaires de bassins versants est la mise en place de zones tampons pour limiter le transfert des pesticides ou favoriser leur remédiation. En effet, les zones tampons se présentent sous de nombreuses formes et répondent à un large panel de problématiques. Néanmoins, il reste important de souligner que celles-ci ne garantissent pas une efficacité parfaite et il est nécessaire d'agir en complément sur les pratiques agricoles et la quantité et le type de substances utilisées (Vallée, 2015 ; Gaillard *et al.*, 2016 ; Carluer *et al.*, 2017 ; Ramos *et al.*, 2019, Tournebize *et al.*, 2020).

1. Une zone tampon adaptée au contaminant visé

Une zone tampon constitue « tout espace inter-parcellaire du paysage rural, existant ou expressément mis en place pour assurer une fonction d'interception et d'atténuation (rétention et/ou dégradation) des transferts de contaminant d'origine agricole vers les milieux aquatiques » (Carluer *et al.*, s.d. b). Les zones tampons englobent 5 grandes catégories de dispositifs :

- Enherbés : bandes et zones enherbées, prairies, friches, chenaux enherbés de talweg.
- Ligneux : haies, ripisylves, fascines.
- Plan d'eau : mares et étangs, retenues collinaires, ZTHA.
- Fossés : végétalisés, à redents.
- Talus.

Ces différentes zones tampons favorisent par leurs caractéristiques certains processus de rétention et d'élimination des polluants. De cette manière, selon l'objectif de réduction d'un polluant donné, certaines zones tampons seront plus adaptées que d'autres (figure 4). Pour limiter le transfert des pesticides et du phosphore sous forme particulaire, les haies, fascines, prairies et zones enherbées sont les plus efficaces. En effet, elles permettent la retenue des matières en suspension et limitent l'érosion. Les zones tampons type plans d'eau vont également retenir des matières en suspension avec la sédimentation.

Pour l'élimination de l'azote et des pesticides dissous, les talus, fossés, zones enherbées et dispositifs type plans d'eau sont les plus adaptés. Par leur action de retenue de l'eau, les talus, fossés et zones enherbées favorisent l'infiltration. Les plans d'eau, en particulier les ZTHA, favorisent la dégradation, l'absorption et l'adsorption des pesticides ; ainsi que l'assimilation de l'azote par les végétaux ou la dénitrification. Cependant, il est déconseillé de favoriser l'infiltration si la zone se trouve au-dessus d'une ressource souterraine vulnérable (Carluer *et al.*, 2017).

Contaminant	Sources	Transferts	Processus attendus dans les ZT	ZT appropriées
MES	Erosion des sols	Ruissellement érosif	Favoriser le dépôt	Haie / fascine
				Bande et chenal enherbés
Phosphore	Apport d'engrais ou sources ponctuelles	Ruissellement érosif	Favoriser le dépôt	Haie / fascine
				Bande et chenal enherbés
Nitrate	Apport de fertilisants et minéralisation (décomposition) de la MO	Ecoulement de subsurface Drainage Infiltration	Assimilation Dénitrification (à l'interface eau / sédiments)	Zone humide naturelle ou artificielle (pas trop profonde)
				Ripisylve, zone végétalisée
Pesticides en solution	Application de phytosanitaires	Ruissellement Ecoulement de subsurface Drainage	Dépôt des particules pour les produits adsorbés sur des MES Dégradation Adsorption pour les produits en solution	Zone tampon enherbée
		Dérive		Zone Tampon Humide Artificielle
				Fossé

Figure 4 : Tableau des zones tampons à privilégier selon le contaminant visé (Carluer *et al.*, s.d. b)

Les ZTHA sont donc les plus adaptées à la réduction des transferts de pesticides en raison de leurs conditions propices à de nombreux processus d'élimination et de rétention. Cependant, les fossés constituent tout de même une solution intéressante puisqu'ils ont montré une rétention des pesticides allant jusqu'à 98% selon la molécule et le contexte pédoclimatique. Avant tout, ces dispositifs ont l'avantage majeur d'être déjà présents dans le paysage agricole et ne nécessiteraient pas de foncier supplémentaire, donc de réduction de la surface cultivable. Ils sont également soumis à moins de contraintes réglementaires que les cours d'eau. En effet, ils ne sont pas concernés par les mesures Grenelle ou DCE et il n'existe pas d'indication nationale relative à leur traitement par les produits phytosanitaires. Cependant les fossés ne peuvent pas tous jouer un rôle tampon selon le contexte pédoclimatique, le régime hydrologique, la saison et le mode de gestion. De manière globale, la ZTHA peut être modulée afin de s'adapter à de nombreux territoires et présente de meilleurs résultats pour l'élimination de l'azote et des pesticides dans certains cas (Carluer *et al.*, 2017).

2. La ZTHA pour la réduction du transfert de pesticides par les eaux de drainage

Les premiers dispositifs type plan d'eau remontent aux années 1950 où ils sont utilisés à des fins de traitement des eaux usées. Le terme de ZTHA, ou de *constructed wetland* en anglais, apparaît dans les années 1970 où les premiers essais d'élimination des pesticides débutent. C'est à partir des années 1990 que leurs fonctions sont élargies et qu'elles sont implantées pour le traitement de tous types d'eau : de ruissellement, agricoles, industrielles et usées (Gregoire *et al.*, 2008 ; Vymazal et Brezinová, 2014 ; Gaullier, 2018). La ZTHA acquiert une popularité croissante dans le monde, particulièrement aux Etats-Unis dont de nombreux bassins connaissent une importante problématique nitrates (figure 5).

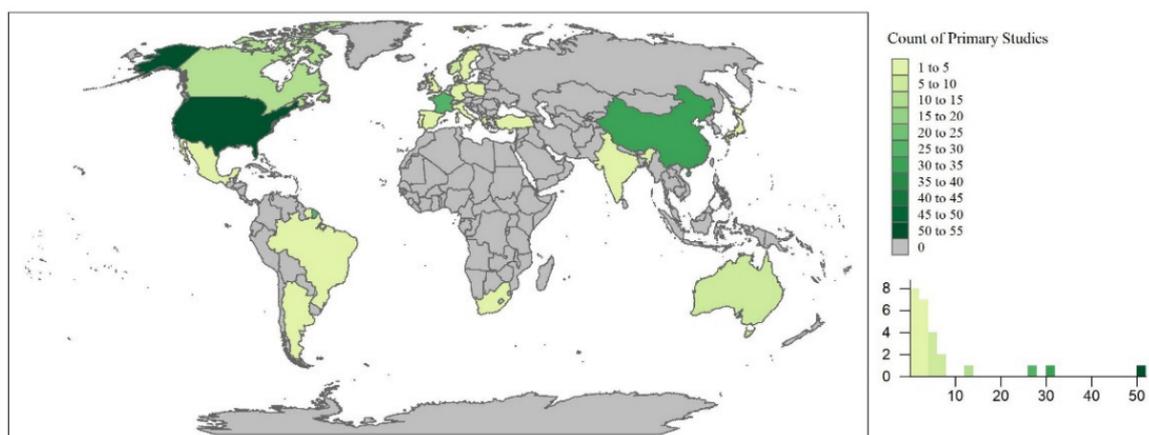


Figure 5 : Carte de la répartition spatiale des études primaires réalisées sur les ZTHA entre 1995 et 2020 (Nottingham et Messer, 2021)

Une ZTHA est une zone tampon de type plan d'eau, elle peut résulter de la restauration d'une zone humide déjà existante ou d'une création *ex nihilo*. Bien qu'elle reproduise les services écosystémiques rendus par les zones humides naturelles, elle est qualifiée d'artificielle car elle est d'origine anthropique, pensée, aménagée et gérée dans un but de réduction des transferts de pesticides et de leur remédiation. La ZTHA offre un éventail de services écosystémiques, le principal étant de favoriser les processus naturels de sédimentation, dégradation des molécules, infiltration et adsorption (CA Pays de la Loire, 2021). En outre, elles constituent des interfaces paysagères faisant pleinement partie de la

trame verte et bleue, elles rétablissent ainsi une continuité écologique et représentent un support de biodiversité en contexte agricole. De plus, elles participent à la régulation de la quantité et de la température de l'eau et peuvent constituer un puits de carbone à l'échelle locale (Seguin et Tournebize, 2021).

2.1. Un dispositif adaptable aux besoins et caractéristiques spécifiques de nombreux territoires

Il existe plusieurs types de ZTHA, le plus courant est celui à surface libre (figure 6). Elle peut être implantée stratégiquement pour récupérer des eaux de ruissellement ou un écoulement concentré (eaux de drainage, usées, ...) qui serait dévié afin de restituer l'eau dans le dispositif. Cependant, si un écoulement concentré constitue l'entrée d'eau principale, le caractère libre de sa surface ne peut empêcher l'entrée d'eau par ruissellement. Le dispositif est végétalisé avec des espèces locales, capables de supporter des eaux chargées en contaminants et qui favorisent les processus de dégradation de ces derniers. Ce sont généralement des macrophytes implantées dans le substrat de fond mais les ZTHA peuvent être végétalisées avec des plantes immergées ou flottantes (Carlier *et al.*, 2017).

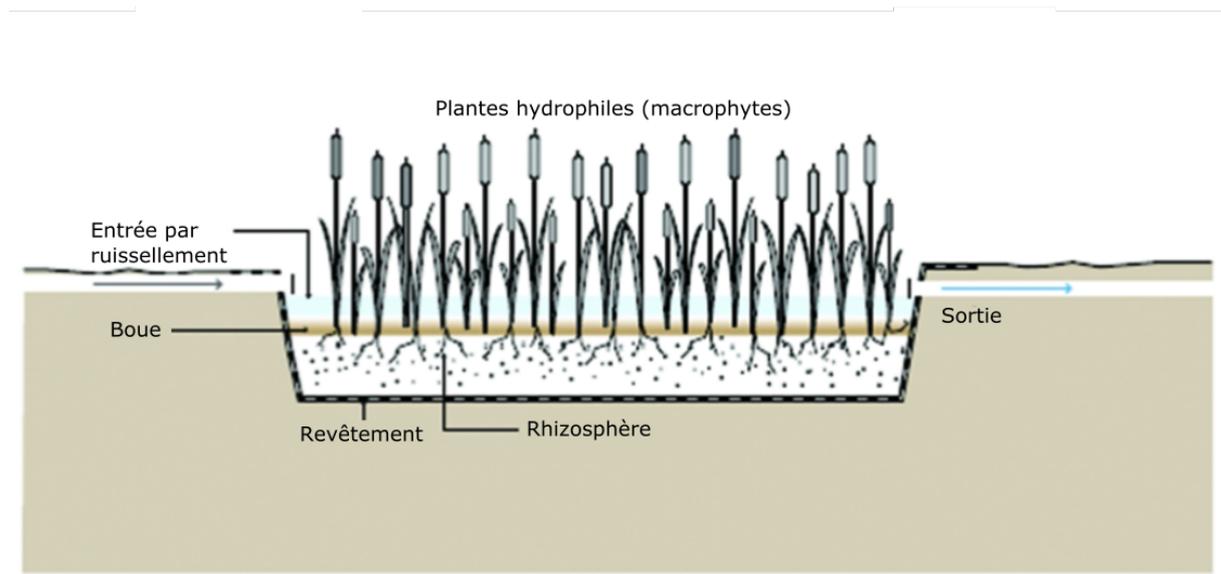


Figure 6 : Schéma d'une ZTHA à surface libre (d'après Maiga *et al.*, 2017)

Les ZTHA à flux subsurface (figure 7) se caractérisent par une entrée d'eau envoyée à travers un tuyau puis un substrat poreux afin de retenir une fraction des contaminants par adsorption. L'eau est alors injectée dans la zone sous la surface de l'eau, qui est couverte d'un géotextile (figure 8). La végétation est alors implantée dans le géotextile qui couvre la surface, ce qui permet aux racines d'être directement au contact de l'eau et vont favoriser l'activité microbienne et l'adsorption (Maiga *et al.*, 2017).

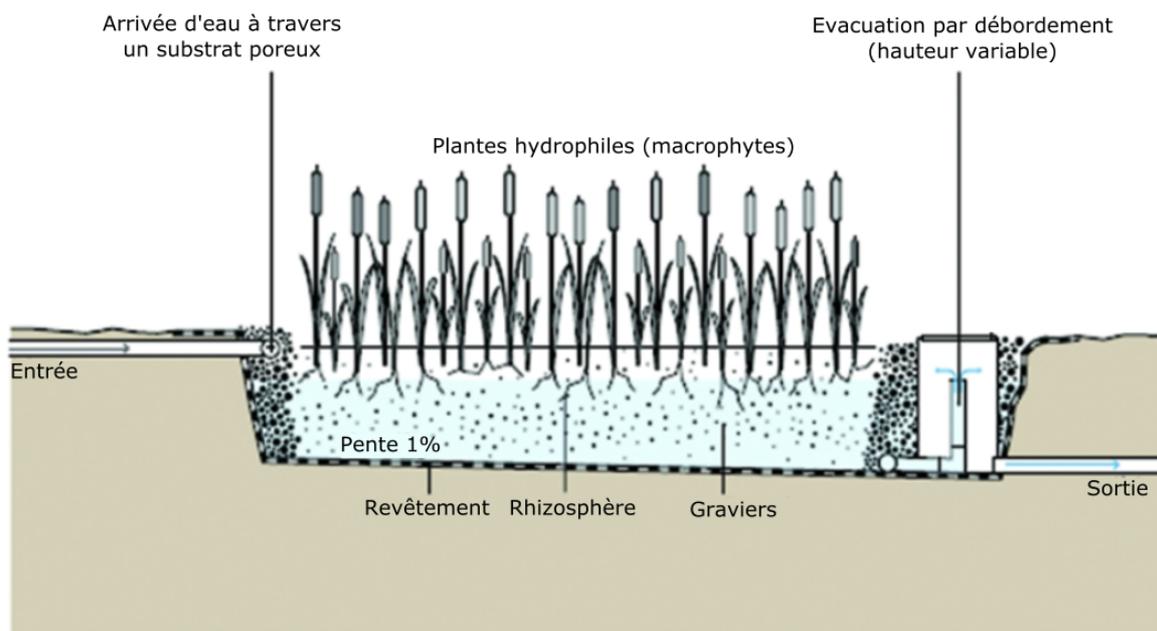


Figure 7 : Schéma d'une ZTHA à flux subsurfacique (d'après Maiga et al., 2017)



Figure 8 : Photographie d'une ZTHA à flux subsurfacique non végétalisée (Maiga et al., 2017)

Enfin, contrairement à ces deux derniers dispositifs où l'eau circule de manière horizontale, le dernier type de ZTHA se caractérise par un flux vertical. Ici encore, la surface de l'eau n'est pas libre et un géotextile sert de support à la végétation. C'est à travers celui-ci

qu'est injectée l'eau et un tuyau de drainage situé sous le substrat se charge d'évacuer l'eau par le fond, créant ainsi des colonnes d'eau (figure 9). Cette configuration permet au substrat de fond d'être alimenté en oxygène et ainsi de créer des conditions aérobies. Ces conditions sont idéales pour transformer l'ammoniac en nitrates, forme sous laquelle l'azote est disponible et le plus facilement assimilable par les végétaux. Ces deux derniers types de ZTHA, par le caractère imperméable de leur surface, ne permettent pas la sédimentation ni l'exposition à la lumière et présentent donc un intérêt limité pour l'élimination des pesticides (*ibidem* ; Ioannidou et Stefanakis, 2020).

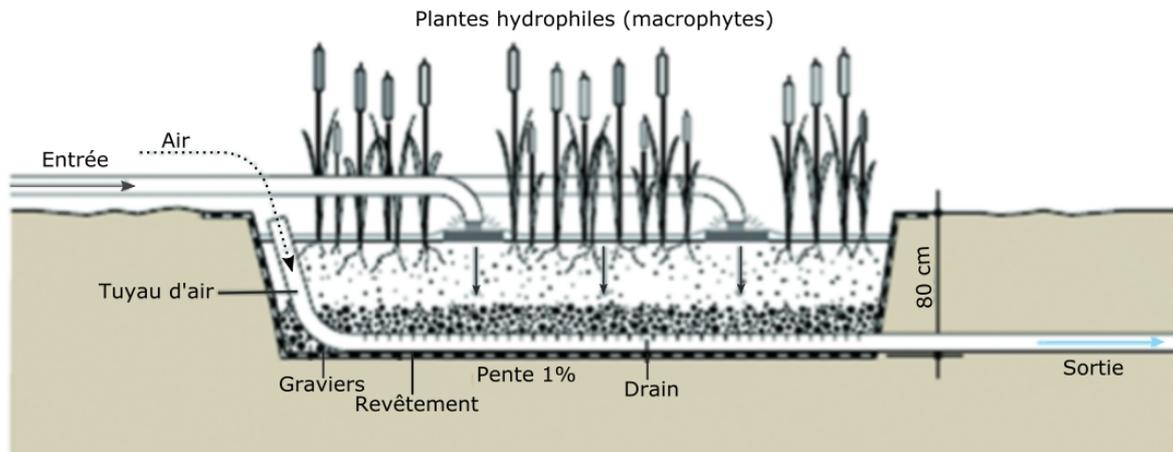


Figure 9 : Schéma d'une ZTHA à flux vertical (d'après Maiga et al., 2017)

Dans le cas d'une ZTHA alimentée principalement par un écoulement concentré, il est possible de l'implanter en série ou en parallèle. La première configuration (figure 10) consiste à décharger l'intégralité des eaux dans le dispositif, entraînant un fort débit ou un débordement lors de précipitations intenses (CA Pays de la Loire, 2021).

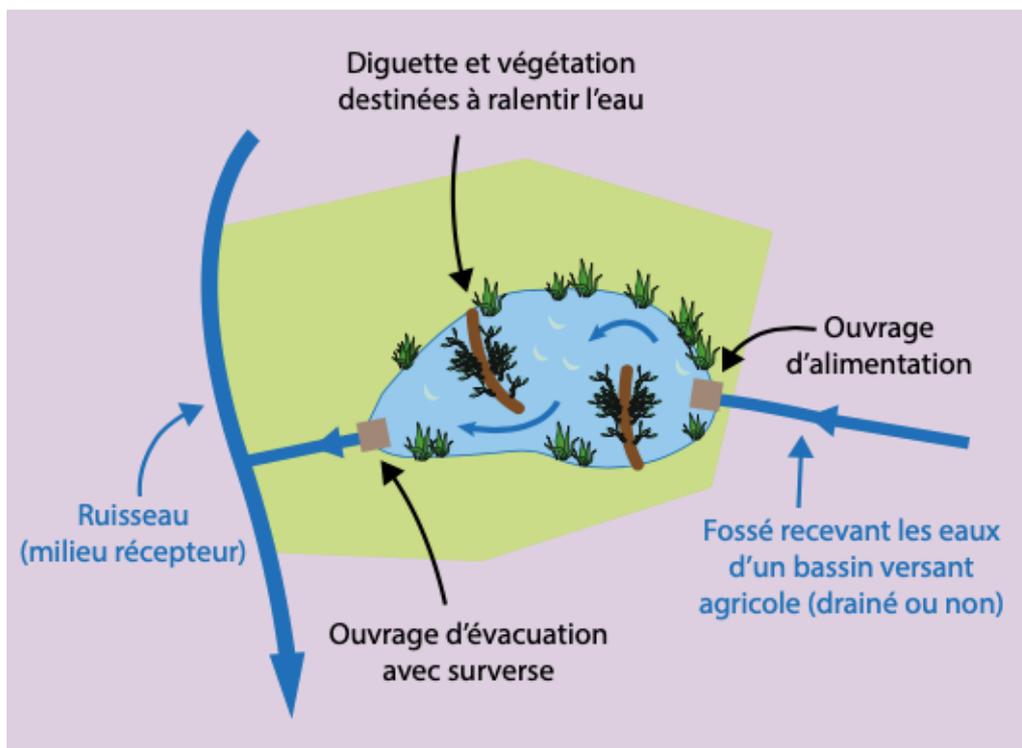


Figure 10 : Schéma d'une ZTHA implantée en série (CA Pays de la Loire, 2021)

La configuration en parallèle est, comme son nom l'indique, située en parallèle de l'écoulement (figure 11). Ce dernier est alors dévié dans le dispositif à certaines périodes de l'année à l'aide d'une vanne. L'implantation en parallèle est particulièrement adaptée à l'élimination des pesticides puisqu'elle permet d'alimenter la ZTHA avec les eaux enregistrant les concentrations les plus fortes. De plus, gérer le volume d'eau entrant permet d'éviter les débordements et les débits trop rapides et ainsi laisser le temps nécessaire aux molécules pour se dégrader (Catalogne et Le Hénaff, 2017).

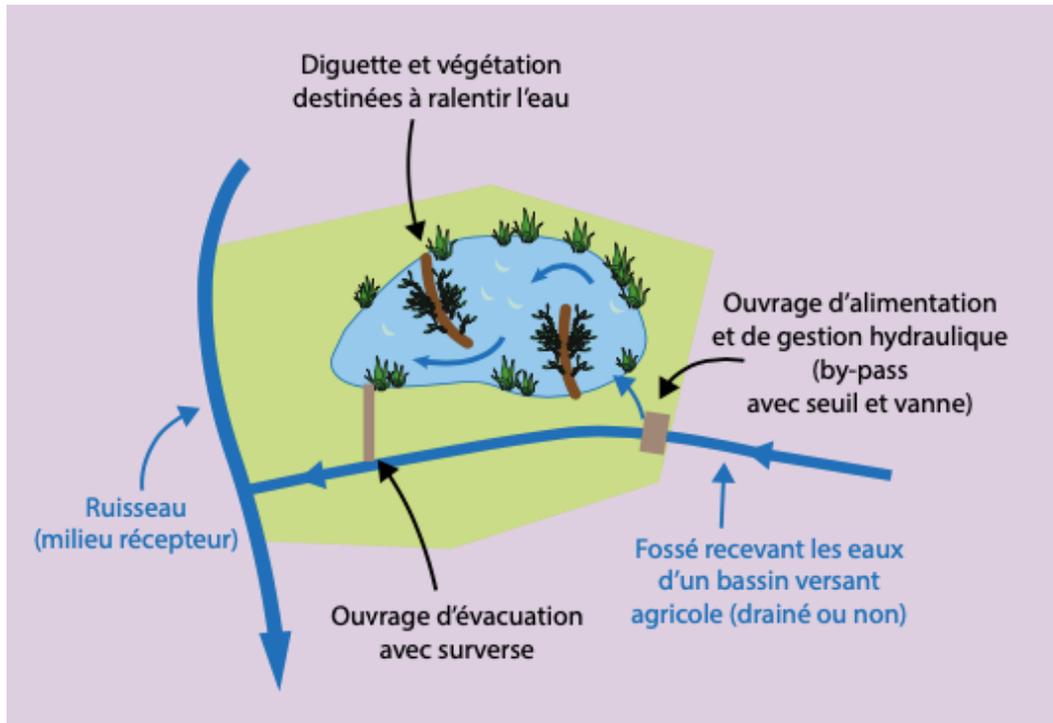


Figure 11 : Schéma d'une ZTHA implantée en parallèle (CA Pays de la Loire, 2021)

Sur le même principe d'une zone tampon humide créée artificiellement, d'autres dispositifs ont vu le jour et sont considérés comme des variantes des ZTHA, permettant de répondre à des nouveaux besoins et contraintes. Aux Etats-Unis, a émergé le concept de *saturated buffer zone* ou *saturated riparian zone*, qui peut se traduire par la saturation en eau de la zone riparienne (figure 12). Le réseau de drainage est intercepté par un tuyau perforé placé en parallèle du cours d'eau, qui va permettre de distribuer l'eau de manière homogène dans la zone riparienne. Ainsi, les conditions de saturation des sols sont propices au phénomène de dénitrification et les eaux s'écoulent latéralement à travers la zone jusqu'au cours d'eau. Un exutoire vers le cours d'eau est toujours présent afin d'évacuer l'eau directement en cas de surcharge (Carstensen *et al.*, 2020).

Saturation de la zone riparienne

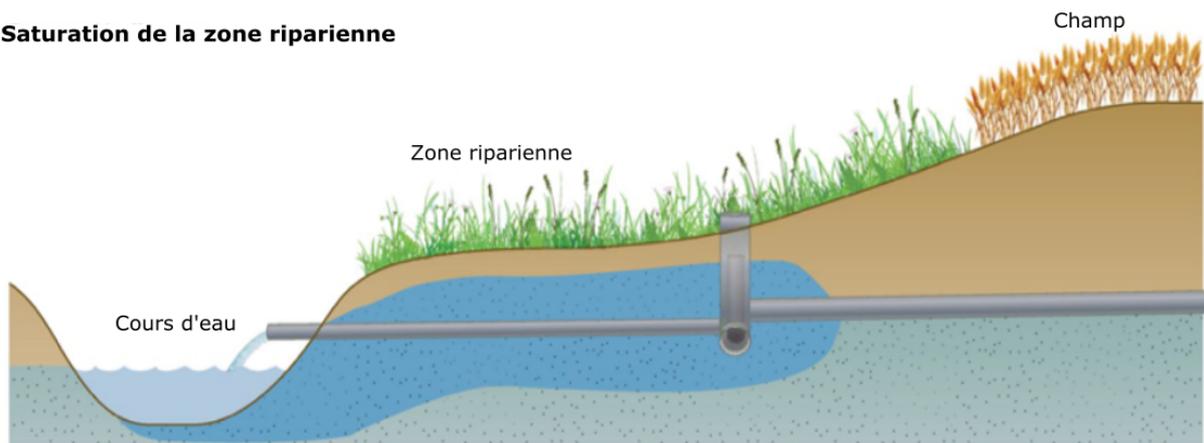


Figure 12 : Schéma du dispositif de saturation de la zone riparienne (d'après Carstensen et al., 2020)

La zone tampon intégrée, *integrated buffer zone* en anglais, consiste à mettre en place un plan d'eau au sein de la zone riparienne (figure 13). L'exutoire de drain permet une décharge dans le plan d'eau qui a été surcreusé à l'entrée pour créer une zone de sédimentation. De la végétation hygrophile est implantée de manière à favoriser les processus de dégradation. L'eau est restituée au cours d'eau en percolant à travers la zone riparienne (*Ibidem*).

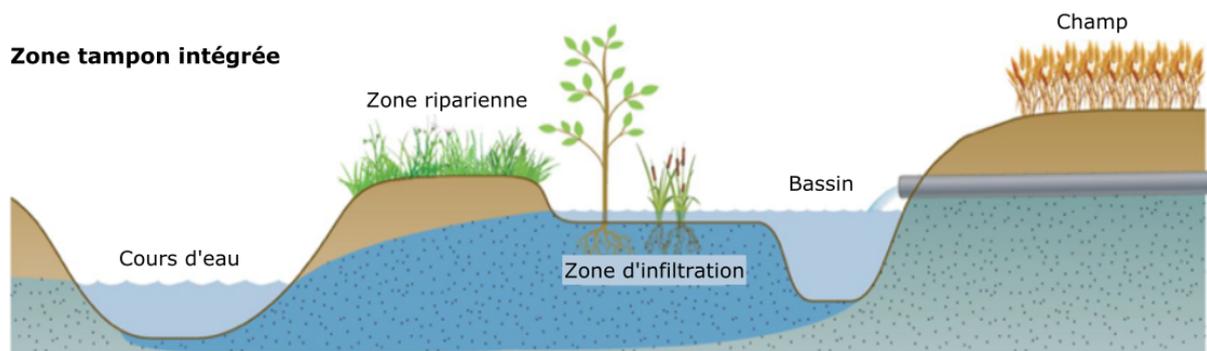


Figure 13 : Schéma de la configuration d'une zone tampon intégrée (d'après Carstensen et al., 2020)

Par la création de conditions anaérobies dans la zone riparienne, ces dispositifs favorisent l'élimination de l'azote. Le second dispositif y ajoute le processus de sédimentation et est plus adapté aux climats froids. En effet, la dénitrification est fonction de la température qui stimule les bactéries en charge de transformer les nitrates en azote gazeux. Ainsi, les températures plus basses peuvent être en partie compensées par un temps de résidence de l'eau plus important (*Ibidem*).

Par ailleurs, les ZTHA se distinguent d'autres aménagements comme les bassins de rétention, d'orage ou d'écrêtage de crue. En effet, ceux-ci ont initialement été implantés pour un objectif qui n'était pas la rétention et le traitement des eaux polluées. Cependant, ils peuvent être gérés pour qu'ils remplissent cette seconde fonction, ce sont alors des ouvrages de rétention et de remédiation (OR2) (Carluer et al., 2017).

La diversité de configurations et de positionnements de la ZTHA en fait une zone tampon polyvalente qui est capable de répondre à de nombreux besoins et de s'adapter à différents territoires. Le type le plus répandu est la ZTHA à surface libre car elle répond à des besoins divers en favorisant de nombreux processus. Son caractère rustique permet à la fois de réduire

les coûts, la gestion et l'entretien, qui sont les contraintes principales lors de la mise en place de ce type d'aménagement.

2.2. Une zone artificielle qui permet la reproduction de processus d'élimination naturels

Les mécanismes de remédiation rencontrés dans les ZTHA sont multiples (figure 14), les plus courants étant la sédimentation, la photolyse, l'hydrolyse, l'adsorption, la dégradation microbienne et la phytoaccumulation. Ces mécanismes dépendent des conditions dans lesquelles se trouve la ZTHA et de la nature de la substance à éliminer. Par exemple, la sédimentation et la photolyse ne sont pas possibles dans les dispositifs où la surface a été imperméabilisée. Également, les dispositifs où le substrat est saturé en eau et l'oxygène dissous est faible soutiennent le processus de dénitrification (Vymazal et Brezinová, 2014). En effet, afin de produire de la biomasse, les bactéries dénitrifiantes nécessitent de l'oxygène, s'il est absent dans le milieu, l'oxygène sera prélevé dans les nitrates qui seront alors transformés en azote gazeux. Néanmoins, ce processus dépend également de la disponibilité en carbone qui est nécessaire pour la production de la biomasse (Carluer *et al.*, s.d. b).

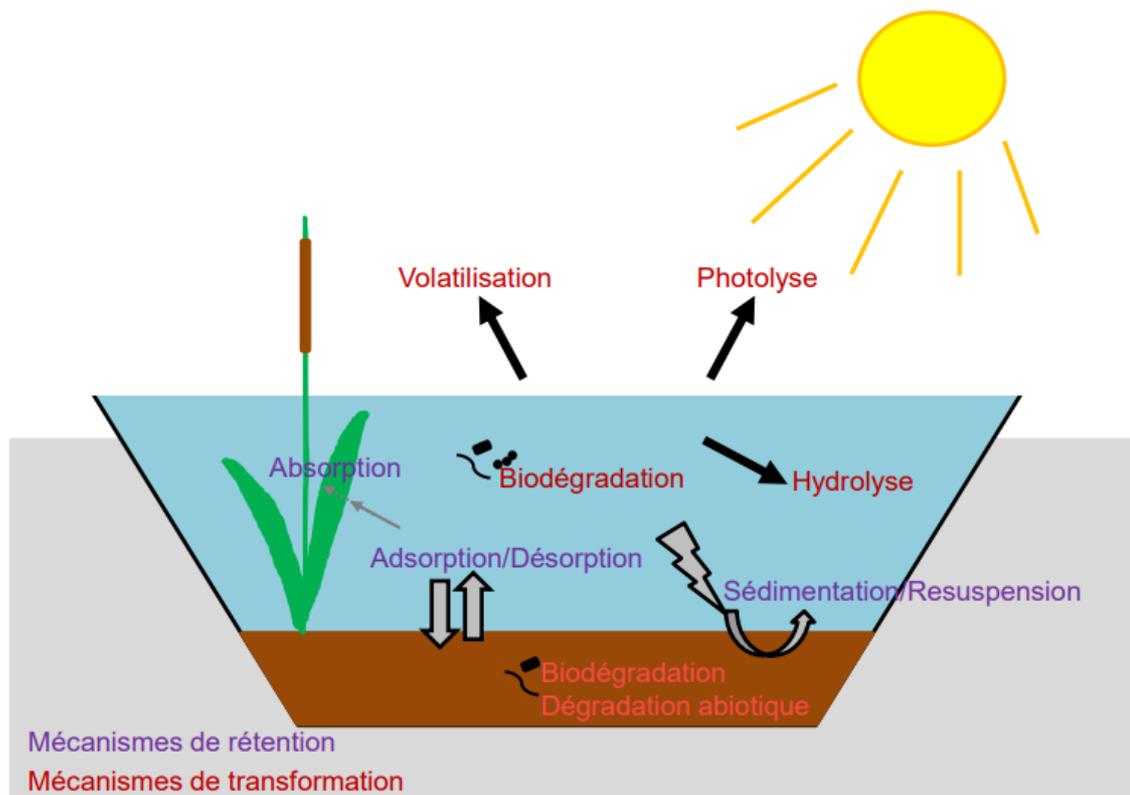


Figure 14 : Schéma des mécanismes de remédiation rencontrés dans une ZTHA (Gauillier, 2018)

Dans les ZTHA à flux libre, ce sont les faibles vitesses d'écoulement qui favorisent la sédimentation. Plus la vitesse est faible, plus les particules fines vont être en mesure de sédimenter ; néanmoins les plus fines d'entre elles sédimenteront difficilement (figure 15). La vitesse d'écoulement est conditionnée par la largeur et la rugosité de la bande enherbée qui entoure la ZTHA et par laquelle transitent les eaux de ruissellement (Carluer *et al.*, s.d. a). Ainsi, une entrée d'eau par un tuyau de distribution qui débouche directement dans la zone ne va pas bénéficier de cette première retenue par un dispositif enherbé.

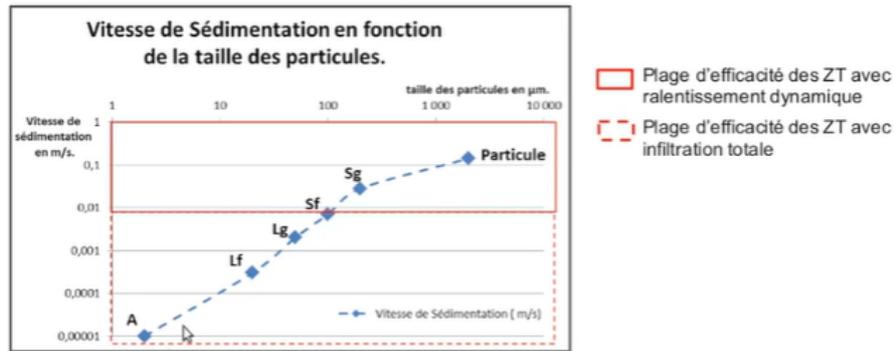


Figure 15 : Graphique du lien entre la vitesse d'écoulement et la sédimentation des différentes tailles de particules (Carluer et al., s.d. a)

La sédimentation des matières en suspension permet la rétention des polluants transférés sous forme particulaire comme le phosphore ou certaines substances actives et constitue un substrat propice à l'adsorption. En effet, l'adsorption est un phénomène de fixation de molécules dissoutes dans l'eau sur une surface solide, ici les sédiments ou les racines des plantes (Banas *et al.*, 2022). La fraction du phosphore qui est exportée sous forme dissoute a une forte propension à s'adsorber, c'est également le cas de l'arsenic (Lizama *et al.*, 2011 ; Tournebize *et al.*, 2020). Concernant les pesticides, l'adsorption sera également le principal processus de rétention des molécules pour celles qui ont un fort Koc (annexe 2). Cependant, l'adsorption est un phénomène réversible, en particulier pour les molécules avec un Koc plus faible, il peut donc y avoir un relargage de ces molécules dans l'eau. C'est également le cas de la phytoaccumulation, c'est-à-dire de l'absorption par les plantes et du stockage dans leurs tissus. Lorsque le végétal meurt et se décompose, les substances stockées vont être relâchées dans l'eau ou le sol. Ainsi, l'adsorption et la phytoaccumulation n'étant que des phénomènes de rétention et non d'élimination, l'exportation des végétaux et des sédiments est le moyen principal d'élimination du phosphore, de l'arsenic et des molécules à fort Koc (Carluer *et al.*, 2017 ; Ioannidou et Stefanakis, 2020 ; Tournebize *et al.*, 2020).

Les mécanismes d'élimination préférentiels des molécules qui ont un Koc faible sont la photolyse, l'hydrolyse et la biodégradation. De manière générale, la biodégradation est le processus qui prime pour l'élimination des pesticides (Tournebize *et al.*, 2020).

Bien que la végétation ne soit pas la matrice principale de rétention des substances polluantes, elle est essentielle aux ZTHA puisqu'elle constitue un support majeur aux différents processus en jeu. Effectivement, grâce à l'oxygénation du substrat par ses racines et son apport en carbone organique lors de sa décomposition, elle participe au développement du biofilm, communauté bactérienne et microbienne qui est en charge de la biodégradation. En outre, la végétation permet de stabiliser le lit et les berges en réduisant leur érosion (Carluer *et al.*, 2017 ; Ioannidou et Stefanakis, 2020).

2.3. Facteurs d'influence sur l'efficacité des ZTHA

Bien qu'il soit parfois compliqué d'établir une relation entre l'efficacité d'une ZTHA et les différents paramètres qui entrent en compte, de nombreuses études ont montré que certains facteurs jouent un rôle significatif.

Les processus de remédiation sont régis par des facteurs endogènes et exogènes à la ZTHA. La dégradation dépend de l'activité biologique dans l'eau et le substrat, qui elle-même est fonction des précipitations, des températures, de la végétation et du type de sol (Tournebize *et al.*, 2020 ; Nottingham et Messer, 2021)

La dénitrification est favorisée par une température élevée, un faible niveau d'oxygène dissous (conditions de saturation en eau), le pH, la présence de matière organique, la disponibilité en carbone ainsi que le type et la densité de végétation (Ioannidou et Stefanakis, 2020 ; CA Pays de la Loire, 2021 ; Nottingham et Messer, 2021).

La disponibilité en matière organique influence le phénomène d'adsorption des molécules hydrophobes (Carluer *et al.*, 2017). L'addition de biochar réalisé à base de tiges de maïs dans des bacs pilotes a montré des résultats prometteurs, faisant passer le taux d'abattement de l'atrazine de 50 à 70%, accroissant également l'élimination de l'azote et du phosphore. Le biochar de palmier aurait contribué à 99% à l'adsorption du glyphosate et du sulfaméthazine (Hu *et al.*, 2022). L'addition de substrats sorbants peut permettre de contrebalancer l'absence de passage par une bande enherbée lorsque la pression foncière est importante (Banas *et al.*, 2022).

Bien que la relation entre l'élimination des pesticides et le temps de résidence de l'eau ne soit pas clairement définie, il semblerait tout de même qu'il constitue un paramètre non négligeable dans l'efficacité des ZTHA (Vymazal et Brezinová, 2014 ; Ramos *et al.*, 2019 ; Tournebize *et al.*, 2020). Le débit et la hauteur d'eau sont aussi à prendre en compte puisqu'eux-mêmes conditionnent le temps de résidence de l'eau. Ce sont les seuls facteurs qu'il est possible de moduler, notamment dès la conception de la ZTHA en prenant soin de faire une étude hydraulique préalable. Les dimensions du dispositif doivent être adaptées au volume d'eau entrant, il est donc primordial d'estimer ce dernier lors de la conception. Si le ratio de la capacité de la ZTHA sur le volume d'eau à épurer est trop faible, le débit et les hauteurs d'eau seront élevés (voire la zone va déborder) et le temps de résidence sera limité (Ramos *et al.*, 2019 ; Tournebize *et al.*, 2020). D'après l'étude de Gaullier (2018), l'élimination des pesticides était meilleure lorsque le débit était réduit et que le temps de résidence était élevé, permettant un temps de contact prolongé entre l'eau et le substrat. Les taux d'abattement des pesticides étaient compris entre 18 et 54% en débit faible et entre 1 et 32% en débit plus fort. En effet, la présence de métabolites était plus importante en faible débit, ce qui est témoin du processus de dégradation.

Concernant l'élimination des pesticides, ce sont leurs propriétés physico-chimiques qui déterminent l'efficacité d'une ZTHA sur leur élimination. Favoriser la sédimentation donc l'adsorption ne sera efficace que sur les molécules hydrophobes qui sont peu mobiles (Koc supérieur à 1000 mL.g⁻¹). En effet, les molécules hydrophiles (Koc inférieur à 400 mL.g⁻¹) sont susceptibles de circuler dans l'eau sans interagir avec le substrat de fond. Ainsi, favoriser l'hydrolyse ou la photolyse est efficace pour l'élimination des molécules très solubles qui resteront dissoutes dans l'eau. Enfin, le temps de demi-vie des molécules est un indicateur important sur le temps de résidence nécessaire de la substance dans l'environnement pour qu'elle soit éliminée (annexe 2). Le temps de demi-vie, ou DT50, exprime le nombre de jours requis pour que la concentration d'une substance dans les sols soit divisée par deux (Vallée, 2015 ; Gaullier, 2018 ; Ioannidou et Stefanakis, 2020).

2.4. Efficacité des ZTHA

L'efficacité des ZTHA est évaluée à l'aide de l'évolution de la concentration des polluants dans les eaux. Dans le cadre de la recherche, les dispositifs sont généralement équipés d'appareils d'échantillonnage automatiques ou en continu, situés à l'entrée et à la sortie. Ils permettent de quantifier le pouvoir de remédiation de ces zones tampons. Néanmoins, il est plus compliqué d'évaluer l'efficacité de dispositifs qui ne sont pas clairement délimités, comme les zones ripariennes saturées ou les zones tampons intégrées puisque l'évacuation de l'eau se fait par écoulement latéral.

Concernant l'azote total, les taux d'élimination s'étendent de 5 à 99% avec une moyenne de 58%. L'amplitude de ces résultats s'explique par le fait qu'ils concernent l'azote total, c'est-à-dire sous toutes ses formes. En réalité, l'ammoniac est plutôt bien éliminé dans les zones végétalisées car ce sont les bactéries présentes dans la rhizosphère qui le transforment rapidement en raison de son instabilité. La dénitrification est dépendante des conditions créées dans le dispositif en raison de la forte stabilité des nitrates. Les meilleurs résultats sont obtenus dans les ZTHA végétalisées qui disposent d'une bande enherbée par laquelle passe l'eau avant d'entrer dans la zone (Newman *et al.*, 2015 ; Tournebize *et al.*, 2020 ; Nottingham et Messer, 2021).

Le phosphore total enregistre une réduction moyenne de 78% de sa charge. Son élimination est favorisée dans les ZTHA plus anciennes et avec une plus grande superficie. En effet, les dispositifs récemment implantés nécessitent du temps pour que la végétation s'adapte à la zone et que les matières en suspension sédimentent, offrant ainsi un substrat adsorbant au phosphore. Les zones avec une superficie importante offrent une plus grande zone de contact entre l'eau et le substrat et facilitent ainsi l'adsorption (Newman *et al.*, 2015).

Cependant, plusieurs études ont montré que la présence de pesticides dans les eaux interférait avec l'élimination des nutriments. Lizotte *et al.* (2014) rapportent que les temps de demi-vie ont été multipliés par 2 à 10 pour le phosphore et par 1,5 à 5 pour l'azote. Ce phénomène s'explique par un déclin des communautés bactériennes qui sont responsables de la dégradation des nutriments (Nottingham et Messer, 2021).

Concernant les pesticides, les résultats sont très disparates et dépendent de la substance active. Certaines molécules ont été intégralement éliminées des eaux tandis que d'autres connaissent des taux d'abattement négatifs, allant jusqu'à -1264% (annexe 3). Pour cette raison, la moyenne des taux d'abattement tous pesticides confondus est un indicateur à manier avec précaution puisqu'il masque d'importantes disparités. Les molécules présentant un taux d'abattement moyen compris entre les valeurs négatives et 20% ainsi qu'entre 80 et 100% révèlent un faible écart entre les résultats des différentes études. En revanche, certaines substances dont les taux d'abattement moyens sont compris entre 20 et 80% présentent de forts écarts (figure 16). C'est notamment le cas du chlortoluron (-32 à 84%), du glyphosate (0 à 100%), de l'AMPA (10 à 84%), de l'isoproturon (1 à 100%), l'imidaclopride (10 à 100%) ou du S-métolachlore (0 à 87%) (Vizamal et Brezinová, 2014 ; Vallée, 2015).

<0 à 20%	21 à 40%	41 à 60%	61 à 80%	80 à 100%
Atrazine déséthyl	2,4-MCPA	Aldicarbe	Aclonifen	2,4-D
Chlotianidine	AMPA	Atrazine	Chlorothalonil	Azynthos-méthyl
Clopyralid	Bentazone	Azoxystrobin	Cyprodinil	Benoxacor
Cyproconazole	Boscalid	Diflufenicanil	Endosulfan	Bifenthrine
Dicamba	Chloridazone	Dimethenamide	Epoxiconazole	Chlorméquat
DMTA-P	Chlortoluron	Diuron	Glyphosate	Chlorpyrifos
Fludioxonil	Clomazone	Ethofumesate	Mefenpyr-diéthyl	Cyazofamide
Flufenacet	Dichlorprop	Fenpropimorph	Propoxycarbazone sodium	Cyhalothrine
Fluroxypyr	Dimetachlore	Imidaclopride	Prosulfocarbe	Cymoxanil
Imazamox	Fenpropidine	Isoproturon		Cyperméthrine
Iprodione	Florasulam	Lenacile		Diazinon
Isoxaflutole	Fluometuron	Metalaxyl		Diméthoate
Mesosulfuron méthyl	Linuron	Metazachlore		Diméthomorphe
Metaldéhyde	Mecoprop	Napropamide		Esfenvalérate
Metribuzine	Mesotrione	Propyzamide		Ethephon
Norflurazon	Metamitron	Pyrimethanil		Fluoxastrobine
Procymidone	Nicosulfuron	S-metolachlore		Gluphosinate
Propachlor	Prochloraze	Simazine		Isoxaben
Tritosulfuron	Propiconazole	Tetraconazole		Kresoxim-méthyl
	Quinmerac			Méthyl parathion
				Mevinphos
				Ométhoate
				Parathion
				Pendiméthaline
				Pentachlorophénol
				Permethrine
				Prothiofos
				Spiroxamine
				Tébuconazole
				Terbuthylazine
				Trifloxystrobin
				Triflusaluron métyl

 Herbicide
 Fongicide
 Insecticide
 Régulateur de croissance

D'après Vizamal et Brezinova, 2014 ; Vallée, 2015 ; Carluer *et al.*, 2017 ; Tournebize *et al.*, 2020

Figure 16 : Tableau des taux d'abattement moyens des substances individuelles (Maitre, 2023)

Ces importantes disparités d'élimination des différentes molécules sont dues à leurs propriétés physico-chimiques. En effet, les molécules les mieux éliminées dans les ZTHA sont celles qui présentent un fort Koc, comme par exemple le diméthomorphe (Braschi *et al.*, 2021). Ainsi, des tendances sont observées chez les familles de molécules présentant des caractéristiques similaires, avec des faibles solubilité et mobilité (figure 17). Des études montrent que les substances présentant un Koc supérieur à 1000 mg.L⁻¹ sont les mieux éliminées. Néanmoins, d'autres études n'ont pas pu établir de corrélation solide entre l'élimination et le Koc (Vyzamal et Brezinová, 2014).

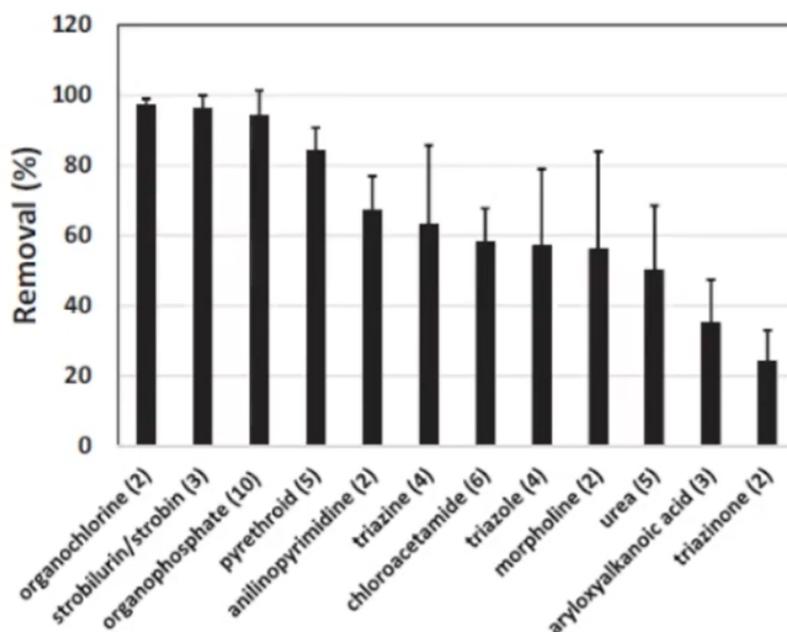


Figure 17 : Graphique des taux d'abattement obtenus par famille de substances actives (Carluer et al., s.d. b)

A l'inverse, les molécules les moins bien éliminées sont les plus solubles qui se dissolvent facilement dans l'eau et n'interagissent pas avec le substrat. Leurs temps de résidence sont souvent trop courts pour être dégradées (Gauillier, 2018). Leur dégradation dépend alors du dimensionnement de la ZTHA et du ratio entre sa surface et la surface drainée, qui conditionnent le temps de résidence de l'eau (figure 18).

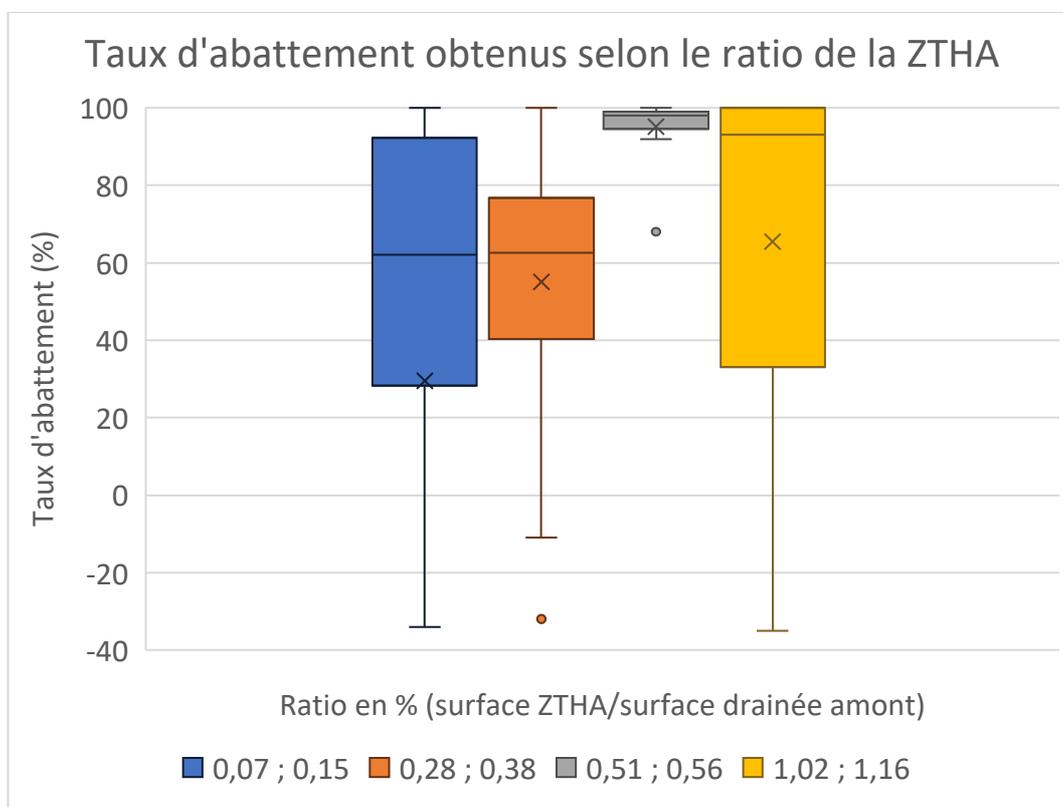


Figure 18 : Graphique du rapport entre ratio de la ZTHA et taux d'abattement (Maitre, 2023 d'après Vallée, 2015)

Les ZTHA comportant un ratio supérieur ou égal à 1% présentent de bons résultats bien qu'hétérogènes. En effet, les trois quarts des molécules présentent un taux d'abattement compris entre environ 30 et 100%, la moitié d'entre elles sont éliminées à 90-100%. Néanmoins, ces ZTHA enregistrent également des taux d'abattement faibles voire négatifs malgré leur surface importante. Cela peut s'expliquer par trois phénomènes. Premièrement par le fait que certaines molécules sont solubles, elles ont une faible propension à s'adsorber mais sont également stables, elles ne sont alors pas complètement dégradées. C'est le cas du glyphosate pour lequel Braschi *et al.* (2021) ont observé une diminution rapide de la concentration mais persistait sous forme de traces même après deux mois. Il en est de même pour le métolachlore qui était encore présent dans les eaux après une stagnation de 170 jours (Gutowski *et al.*, 2015). Ainsi, ces molécules peuvent stagner dans la ZTHA de manière prolongée entre deux périodes d'écoulement des drains sans être dégradée. Lors de la reprise du drainage, elles sont alors remobilisées par les eaux entrantes, c'est le cas du diméthachlore (Gaullier, 2018). Deuxièmement, les molécules, en particulier celles qui sont moyennement mobiles, peuvent se désorber. Elles se détachent alors du substrat et reviennent sous forme dissoute dans l'eau. Ce comportement est courant chez le métolachlore qui enregistre régulièrement des hausses de concentration au sein de la ZTHA (*Ibidem*). Enfin, dans les ZTHA à surface libre, il n'est pas exclu qu'il y ait une entrée d'eau par ruissellement. Les eaux de ruissellement vont à la fois amener des polluants et réduire l'efficacité de la ZTHA en la surchargeant (Vallée, 2015).

A l'inverse, certaines ZTHA avec un faible ratio (inférieur à 0,15%) enregistrent d'excellents taux d'abattement, frôlant les 100%. Cela s'explique par la prédominance du phénomène de sorption chez certaines substances peu mobiles ou encore par un temps de demi-vie court. Ces résultats sont souvent obtenus au printemps, en fin de saison de drainage lorsque les débits ralentissent et que le temps de résidence se rallonge (Vallée, 2015).

Enfin, la végétation joue un rôle primordial pour la rétention et la remédiation des polluants. Leur soutien aux communautés microbiennes et bactériennes permettrait de favoriser l'élimination de l'azote et du phosphore et de réduire l'influence des pesticides sur ce phénomène (Nottingham et Messer, 2021). Certaines espèces avec une forte biomasse sont particulièrement adaptées aux ZTHA et contribuent à l'élimination des polluants comme *Phragmites australis*, *Typha sp.*, *Iris pseudacorus* et *Juncus effusus* (Vyzamal et Brezinová, 2014 ; Ioannidou et Stefanakis, 2020, Singh *et al.*, 2022).

Cependant, les taux d'élimination mis en lumière par pléthore d'études sont à prendre avec du recul. En effet, certaines études sont réalisées en micro- ou mésocosme, de nombreuses conditions sont alors contrôlées, ce qui influe considérablement sur les résultats. Également, elles ne sont pas représentatives de la réalité du terrain où les eaux présentent généralement des mélanges de plusieurs dizaines de contaminants (Gaullier, 2018, Nottingham et Messer, 2021). Par ailleurs, l'efficacité d'une ZTHA dépend de nombreux facteurs et phénomènes qui sont parfois compliqués à identifier. Pierlot *et al.* (2020) n'ont pas pu établir de relation statistique entre l'efficacité et les propriétés physico-chimiques des molécules ou le temps de résidence de l'eau. Enfin, il existe une lacune considérable dans la littérature qu'il convient de combler, concernant la toxicité et les comportements des métabolites, parfois présents en concentrations plus fortes que la molécule mère (Carluer *et al.*, 2017 ; Tournebize *et al.*, 2020 ; Le Cor *et al.*, 2021).

2.5. Recommandations et freins à la mise en place d'une ZTHA

Le temps de résidence de l'eau étant un paramètre crucial dans l'efficacité d'une ZTHA, correctement dimensionner le dispositif en fonction de la surface drainée est essentiel. Ainsi, l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) a conclu que pour une réduction de moitié de la concentration en pesticides, le ratio devrait être compris entre 1 et 1,6% (Carluer *et al.*, 2017 ; Tournebize *et al.*, 2020). Pour stocker un volume d'eau suffisant tout en assurant le temps de résidence, une pente douce avec un dénivelé de 0,5 m est conseillée (ONEMA et IRSTEA, 2015). En moyenne, selon les conditions climatiques de petites régions agricoles françaises estimées représentatives, la ZTHA devrait présenter une capacité de 75 m³ par hectare drainé et une profondeur d'une cinquantaine de centimètres (Carluer *et al.*, 2017 ; Tournebize *et al.*, 2020). Au-delà d'un mètre de profondeur, l'oxygène se raréfie et le processus de photolyse est limité dans le fond de la ZTHA. Cependant, un surcreusement de 20 à 30 cm à l'entrée du dispositif est intéressant pour encourager la sédimentation (CA Pays de la Loire, 2021).

Newman *et al.* (2015) recommandent une surface en eau d'au moins 2500 m² pour un abattement de 80% de la charge de matières en suspension. Concernant les nutriments, la présence d'une bande tampon est favorable pour l'infiltration des nitrates et la retenue du phosphore particulaire ; les taux d'abattement sont globalement plus stables dans le temps si la ZTHA présente une surface en eau importante.

Les conditions hydrauliques d'une ZTHA distinguent 3 zones : le chenal principal, une zone temporaire de stockage, appelée zone de mélange puisqu'elle interagit avec le chenal principal, et une ou plusieurs zones mortes (figure 19). Ces deux dernières présentent un débit faible et un temps de résidence de l'eau car elles sont isolées du chemin préférentiel de l'eau. La formation de zones de stockage temporaires est idéale pour l'épuration des polluants en raison des conditions favorables dans celles-ci. Cependant, la formation de zones isolées est indésirable en raison de leur interaction restreinte avec le chenal principal. Par conséquent, l'eau entrante dans la ZTHA ne se répartirait pas sur l'ensemble de sa surface, réduisant ainsi son volume effectif. Une entrée située au centre de la ZTHA est plus adaptée, mettre l'entrée et la sortie dans les coins entraîne la formation de zones mortes dans les angles. De même, une forme ellipsoïdale plutôt que rectangulaire limite la formation de zones mortes (Gauillier, 2018).

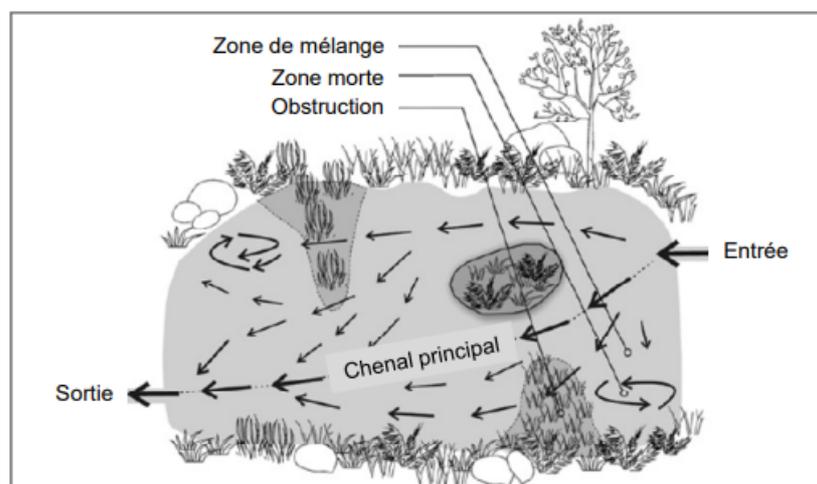


Figure 19 : Schéma de la formation de trois zones hydrauliques par le mouvement de l'eau dans une ZTHA (Gauillier, 2018)

Néanmoins, un dispositif conçu en longueur et dont l'entrée et la sortie sont positionnées en face ne serait pas bénéfique en raison d'une largeur trop restreinte pour permettre la formation de zones de stockage. Ainsi, la largeur doit être fonction de la longueur du bassin (figure 20 ; ONEMA et IRSTEA, 2015). Les obstacles larges permettent à l'eau de circuler dans l'ensemble de la zone, les obstacles émergés sont à privilégier. Des obstacles type botte de paille peuvent être intéressants car ils remplissent un double rôle en étant constitués de substrat adsorbant (Gauillier, 2018).

Surface du bassin	Ratio Long./ larg.
Inférieure à 1000 m ²	3 / 1 à 10 / 1
Supérieure à 1000 m ²	3 / 1 à 5 / 1

Figure 20 : Tableau du rapport longueur/largeur recommandé pour une ZTHA (ONEMA et IRSTEA, 2015)

La végétation jouant également un rôle non négligeable dans le bon fonctionnement d'une ZTHA, il est conseillé de privilégier les espèces locales et s'assurer que le dispositif ne soit pas colonisé par des espèces exotiques et/ou envahissantes. Néanmoins, la végétation met environ 2 à 3 ans pour pleinement s'implanter et laisser la zone se végétaliser naturellement est préférable. En effet, par le principe d'auto-organisation, la ZTHA trouve spontanément son équilibre et cela permet de réduire son entretien (Vallée, 2015 ; Carlier *et al.*, 2017).

Cependant, la réalité du terrain impose des contraintes qui empêchent l'application de ces recommandations pourtant essentielles à la bonne efficacité d'une ZTHA. La contrainte principale est souvent la disponibilité du foncier, particulièrement dans les bassins agricoles. En effet, « *la profession agricole souligne l'importance de l'emprise foncière dans une région historiquement agricole et très productive, où l'hectare a beaucoup de valeur patrimoniale et économique* » (Kchouk *et al.*, 2015). Ainsi, réutiliser et aménager certains espaces déjà existants peuvent constituer une solution pour contourner ce problème. En effet, les bassins de rétention peuvent être exploités à des fins additionnelles de remédiation, ce sont alors les OR2. Les zones humides et plans d'eau qui sont dégradés et n'exercent pas leurs fonctions épuratrices peuvent être restaurés si la réglementation le permet. Enfin, les fossés présentent un potentiel de remédiation intéressant et disposent de l'avantage non négligeable d'être déjà présent dans les paysages agricoles français et sont soumis à une réglementation plus souple que les cours d'eau (*Ibidem*).

L'acceptabilité constitue également un frein majeur à la mise en place de ce type de dispositif, d'une part car ces projets nécessitent d'être implantés de manière stratégique sur le versant en prenant en compte la vulnérabilité, les pressions et les enjeux. Ainsi, le ciblage de zones privilégiées entretient le sentiment d'un manque d'équité chez certains agriculteurs. Par ailleurs, ces projets parfois mis en avant par les gestionnaires de bassins-versants mettent en lumière le caractère polluant de l'activité agricole traditionnelle, très consommatrice de produits phytosanitaires (*Ibidem*).

En outre, le coût est un facteur limitant dans la conception de la ZTHA. Les principaux postes de dépense étant le terrassement et l'exportation de la terre extraite, le budget conditionne le dimensionnement de la zone.

La ZTHA implantée en parallèle, bien qu'elle soit recommandée pour l'élimination des pesticides, est souvent délaissée au profit de l'implantation en série car elle pose une

contrainte plus forte en termes de foncier, de coût et impose la manœuvre des vannes aux moments propices donc une connaissance précise de la dynamique saisonnière du transfert des pesticides (Kchouk *et al.*, 2015 ; ONEMA et IRSTEA, 2015 ; Carluer *et al.*, 2017).

Seconde partie : L'atteinte d'une bonne qualité des eaux en surface pour la protection de la ressource souterraine d'alimentation en eau potable

I. Présentation du contexte

1. La structure d'accueil

L'Établissement Public Loire est un syndicat mixte qui intervient sur le bassin de la Loire et ses affluents, couvrant une superficie de 117 900 km² étendue sur 6 régions, 16 départements et 38 villes ou intercommunalités (figure 21). Il compte une centaine d'agents administratifs et techniques, sous la présidence de M. Daniel Fréchet et la direction de M. Jean-Claude Eude, basés au siège d'Orléans et dans une dizaine d'antennes réparties sur le territoire (annexe 4).



Figure 21 : Carte du périmètre d'action de l'Établissement Public Loire (EP Loire, 2021)

Ses missions principales sont le soutien d'étiage sur la Loire et l'Allier par la gestion des barrages de Naussac et Villerest, et la prévention des inondations. Également, le service Aménagement et Gestion des Eaux, dans lequel s'est déroulé ce stage, assure le portage de 10 SAGE et, le cas échéant, de leur contrat territorial ou PTGE (Projet de Territoire pour la Gestion de l'Eau).

Un SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau) est une déclinaison locale du SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion de l'Eau). Tous deux sont des outils de planification qui énoncent les objectifs à atteindre sur leurs territoires respectifs en matière de gestion de l'eau. Le SDAGE suit des cycles de gestion de 6 ans sur un bassin hydrographique, il est élaboré par un comité de bassin et financé par l'Agence de l'Eau (Gest'eau, 2022a). Sur le bassin versant de la Loire, c'est l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (AELB) qui finance le SDAGE éponyme. Le SAGE répond à un besoin local et découle d'une concertation entre les acteurs, il est élaboré, suivi et révisé par une commission locale de l'eau (CLE). La CLE est une assemblée

composée de collectivités territoriales, d'usagers et de l'Etat et ses établissements publics (Gest'eau, 2022b).

Le contrat territorial et le PTGE sont des outils de programmation pluriannuels financés par l'Agence de l'Eau dans le but d'atteindre les objectifs fixés par les SDAGE et SAGE. Ils concernent la gestion de l'eau d'un point de vue, respectivement, qualitatif et quantitatif sur une portion de territoire cohérente.

2. Le SAGE Val Dhuy Loiret

La démarche de mise en place d'un SAGE sur le bassin du Loiret a été initiée en 1998 par l'Association pour la Défense, l'Animation et la Promotion de la Rivière du Loiret et de son Site. En 1999, son périmètre d'action de 330 km² est délimité (figures 22 et 23) et la composition de la CLE est arrêtée, il est à l'époque porté par la communauté d'agglomération d'Orléans. Il est approuvé en 2011 à l'issue de sa phase d'élaboration et mis en œuvre par l'EP Loire.

Périmètres d'action du SDAGE Loire Bretagne et SAGE Val Dhuy Loiret



Figure 22 : Carte des périmètres d'action du SDAGE Loire-Bretagne et du SAGE Val Dhuy Loiret

Périmètre d'action du SAGE Val Dhuy Loiret

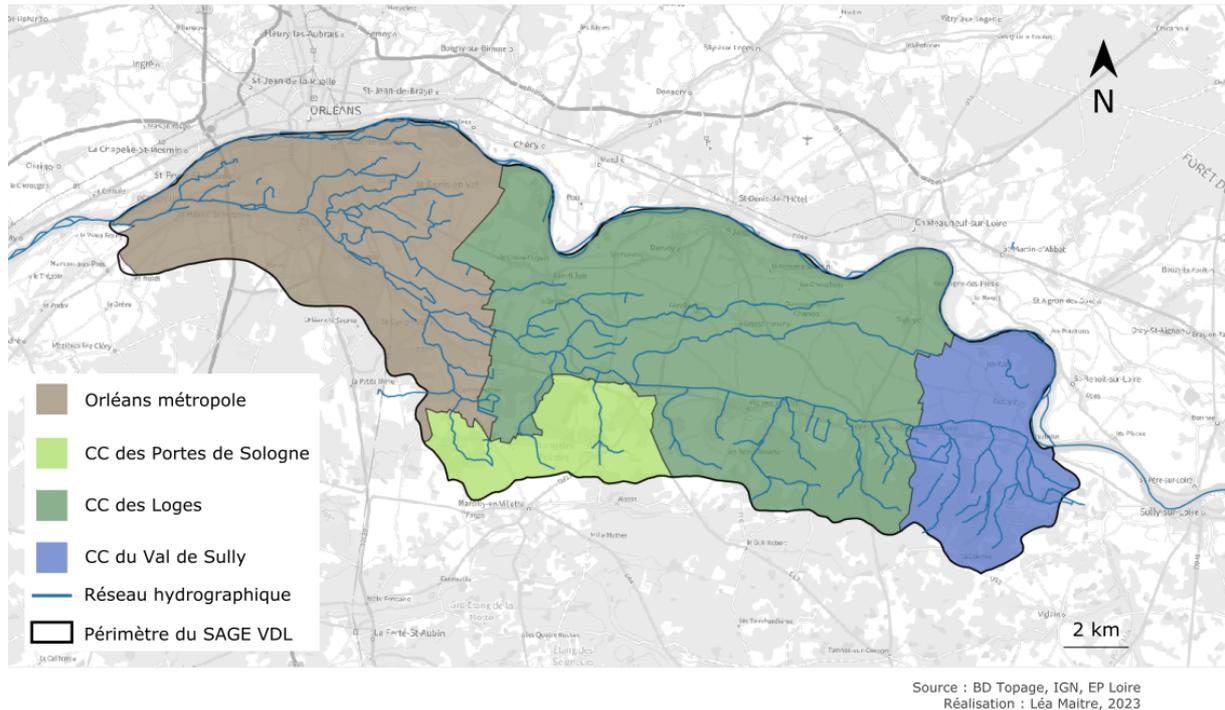


Figure 23 : Carte du périmètre d'action du SAGE Val Dhuy Loiret

La rivière Loiret est classée comme masse d'eau fortement modifiée, c'est-à-dire « ayant subi certaines altérations physiques dues à l'activité humaine et de ce fait fondamentalement modifiée quant à son caractère » (Eau France, s.d.). L'importance des modifications subies empêchent cette masse d'eau d'atteindre le bon état, l'objectif à l'horizon 2027 est alors l'atteinte du bon potentiel. L'objectif pour le Dhuy est l'atteinte du bon état chimique et écologique.

D'après la circulaire DCE du 28 juillet 2005, le bon état des masses d'eau correspond à l'atteinte de leur bon état chimique et écologique. Le bon état chimique est évalué selon les seuils fixés par la Directive fille de 2013 concernant les substances prioritaires. Concernant l'état écologique, il est évalué au travers d'indices biologiques portant sur les invertébrés, les diatomées et les poissons, ainsi que les paramètres physico-chimiques qui ont une influence sur leur peuplement. Le bon potentiel est évalué selon des indices biologiques moins exigeants.

L'atteinte des objectifs de bon état et bon potentiel s'effectue notamment par le biais de l'acquisition de connaissances, de la gestion du risque inondation, de la conservation qualitative et quantitative des eaux et milieux aquatiques ainsi que la pérennisation des activités de loisir (CLE, 2015). Ces missions sont assurées depuis 2014 par le contrat territorial Val Dhuy Loiret (2014-2018), d'abord orienté sur la thématique des pollutions diffuses. En 2016, celui-ci s'intègre au contrat 2016-2020 et devient multithématique, il se compose alors de plusieurs volets : pollutions diffuses, milieux aquatiques et zones humides. Ces trois volets sont coordonnés et animés par l'EP Loire et respectivement portés par la Chambre d'Agriculture du Loiret, le Syndicat Mixte du Bassin du Loiret et la Maison de Loire de Jargeau (annexe 5). Le contrat en cours (2023-2028) reste multithématique et constitue la 3^e génération, qui initie une réflexion sur la mise en place de zones tampons humides artificielles, dans le cadre du volet pollutions diffuses, pour la protection de la ressource en eau potable.

3. Le bassin versant du Loiret

Le bassin versant du Loiret couvre un territoire de 280 km² situé dans le département du Loiret en région Centre Val de Loire (figure 24). Il est traversé d'Est en Ouest par le Dhuy qui prend sa source à Sully-sur-Loire et parcourt 34 kilomètres avant de se jeter dans le Loiret en rive droite, sur la commune d'Olivet. Bien que le Dhuy soit le principal affluent du Loiret, il ne participe qu'à 20% de ses écoulements. En effet, le Loiret a la particularité d'être majoritairement alimenté par plusieurs résurgences de la Loire qui apparaissent sur son linéaire. Il se jette dans la Loire après 11 kilomètres au lieu-dit de la Pointe de Courpain à Saint-Pryvé-Saint-Mesmin.

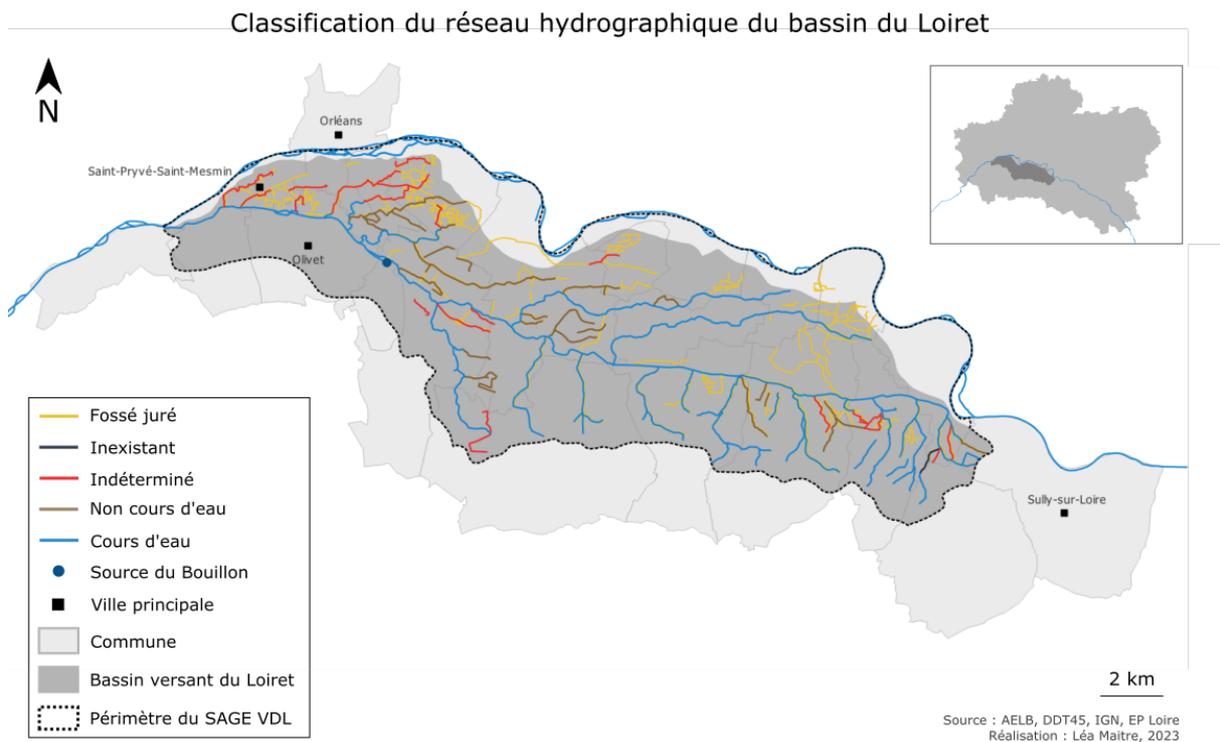


Figure 24 : Carte du réseau hydrographique sur le bassin du Loiret

3.1. Hydrologie

Le bassin versant du Loiret a connu d'importantes modifications hydromorphologiques au fil des siècles. Au 18^e et 19^e siècles, un réseau de fossés dits « jurés » a été creusé dans le but d'évacuer rapidement les eaux dans ce territoire avec des pentes faibles et sujet aux crues de la Loire. Ces fossés ont fait l'objet d'un entretien régulier imposé par la réglementation et certains d'entre eux ont par la suite été classés cours d'eau. Ceux-ci constituent désormais les affluents du Dhuy et du Loiret, notamment en rive gauche du Dhuy où le linéaire de fossés classés cours d'eau représente environ 40 km.

Dans les années 1970, la vocation agricole de la région s'intensifie avec le remembrement. Le remembrement est un aménagement foncier encouragé après la Seconde Guerre Mondiale qui consiste à « transformer un parcellaire morcelé pour faciliter la motorisation de l'agriculture » (Géoconfluences, 2022). Les chemins d'accès ont été facilités pour les engins et tout obstacle qui scindait les parcelles a été éliminé. Les cours d'eau ont, par la même occasion,

connu d'importantes modifications. Leurs méandres rendaient les bordures de parcelles difficiles à travailler et le lit majeur empiétait sur des surfaces exploitables. De lourds travaux ont alors été entrepris pour rendre les cours d'eau les plus rectilignes et étroits possibles. Le Dhuy qui auparavant formait trois cours d'eau distincts : le Leu à l'amont, la Bergeresse et le Dhuy à l'aval, n'est réduit qu'à un seul aujourd'hui. L'Ousson et la Marmagne, ses principaux affluents, ont été également recalibrés (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a).

Désormais, le Dhuy draine les coteaux de Sologne par une multitude de petits affluents en rive gauche et le Val d'Orléans en rive droite par un important réseau de fossés et l'Ousson et la Marmagne. Ces derniers connaissent des assecs une partie de l'année.

Le Loiret a été fortement artificialisé au service des activités humaines, comme en témoignent les nombreux moulins qui ponctuent son linéaire et forment des plans d'eau successifs. Il a également été canalisé et comporte plusieurs dizaines de vannes (*Ibidem*).

3.2. Géologie

Le SAGE VDL se situe sur la partie Sud du Bassin Parisien, qui se compose des formations du Tertiaire et du Pléistocène reposant sur un substratum du Crétacé supérieur (figure 25).

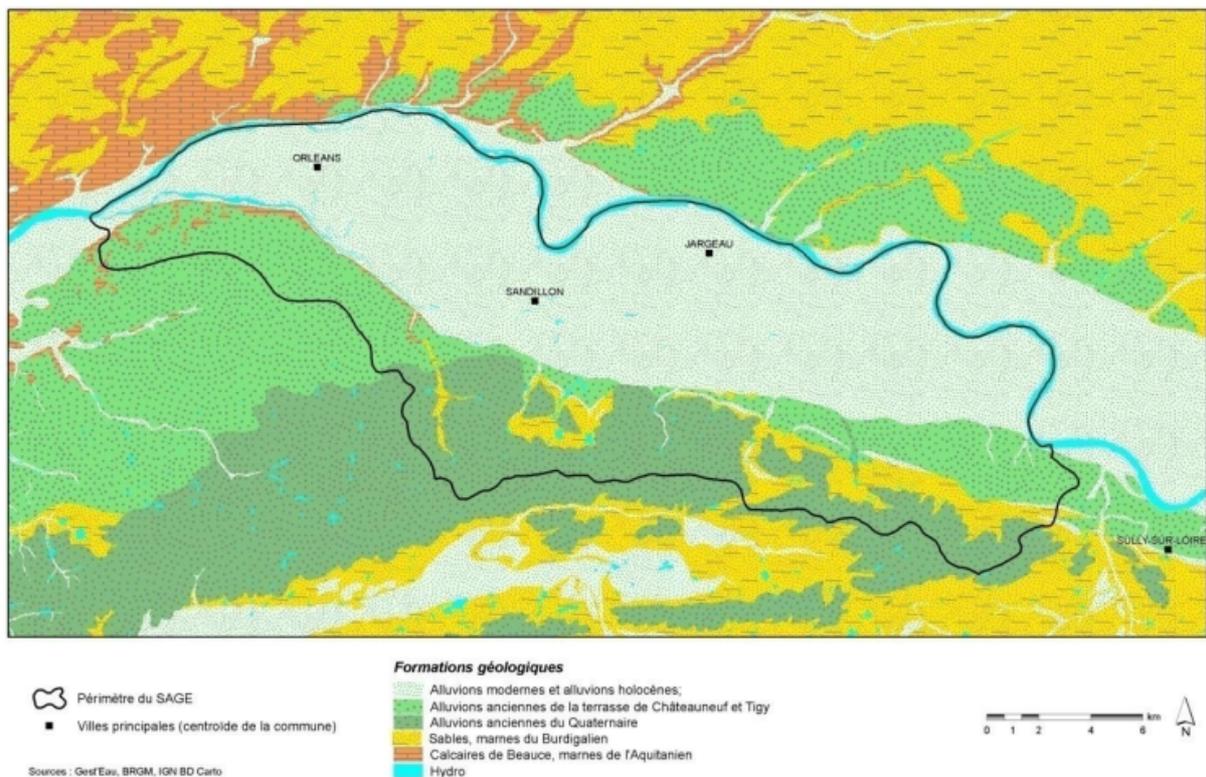


Figure 25 : Carte des formations géologiques sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)

3.3. Hydrogéologie

Sur le territoire du SAGE, trois entités aquifères se superposent : les alluvions de la Loire moyenne avant Blois (930DA01), les calcaires de Pithiviers et de l'Orléanais de l'Aquitainien du Bassin Parisien (107AA02) et les calcaires d'Étampes du Rupélien du Bassin Parisien (107AF02). Ces deux dernières forment ce qui est communément appelé la nappe des calcaires de Beauce, qui s'étend de la région de la Beauce jusqu'au sud de la Loire, en Sologne. Sur la partie est du SAGE, cette nappe est sous-couverture de la formation semi-perméable des sables et argiles de Sologne ; elle est libre sur la partie ouest, au niveau des communes d'Orléans et Olivet. L'entité des calcaires d'Étampes est la plus profonde, surplombée par les calcaires de l'Orléanais, celles-ci étant séparées par le banc marneux de la Molasse du Gâtinais (figure 26). Enfin, l'entité des alluvions de la Loire moyenne est une nappe affleurante qui recouvre le territoire du Val d'Orléans, son niveau et sa qualité dépendent directement de ceux de la Loire.

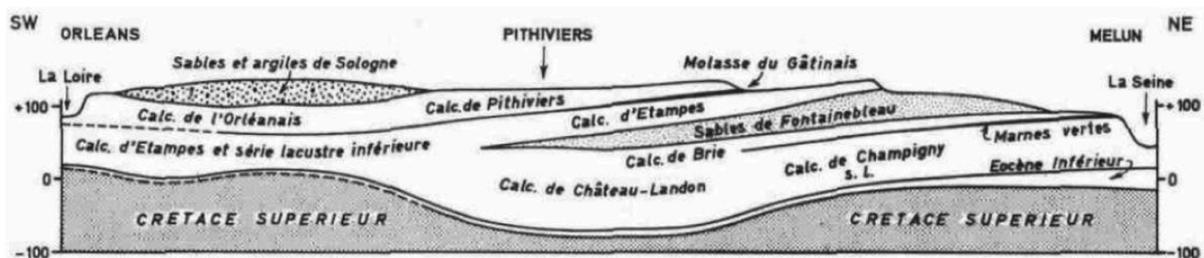


Figure 26 : Schéma d'une coupe hydrogéologique d'Orléans à Melun (BD LISA, 2016)

Malgré la présence d'horizons imperméable et semi-imperméable surplombant la nappe des calcaires de Beauce, ceux-ci sont fortement fissurés et présentent une karstification accrue aux abords de la Loire. La source du Bouillon en est l'exemple le plus saisissant, entre celle-ci et la perte en Loire à Jargeau, les vitesses d'écoulement sont de 100 à 200 m.h⁻¹. Bien que le phénomène soit mal connu, il ne faut pas écarter la possibilité d'échanges entre les calcaires de Beauce, les sables et argiles de Sologne et les alluvions de la Loire.

Près de 250 zones d'engouffrement naturelles ont été identifiées dans la région Orléanaise, dont 121 sur le SAGE, par la Banque du Sous-Sol (figure 27). Parmi elles, 16 se trouvent dans un cours d'eau, dont 2 sur le sous bassin du Dhuy. Néanmoins, les processus de transfert des eaux superficielles vers les eaux souterraines via les drains karstiques n'ont pas été clairement identifiés sur le bassin. Dès 1902, des observations ont été faites de pertes du Dhuy à proximité du forage du Gouffre. En 1974, une perte est à nouveau observée à l'entrée du champ captant d'Orléans. En effet, une cavité a bien été identifiée dans le lit de la rivière à proximité de la ferme du Beauthier à Saint-Cyr-en-Val. Sur le Loiret, des traçages ont permis d'identifier des transferts d'eau de la Loire vers le Loiret mais l'origine de certaines résurgences demeure inconnue (CA Loiret et Géo-hyd, 2014b).

Cavités identifiées sur le SAGE et alentours

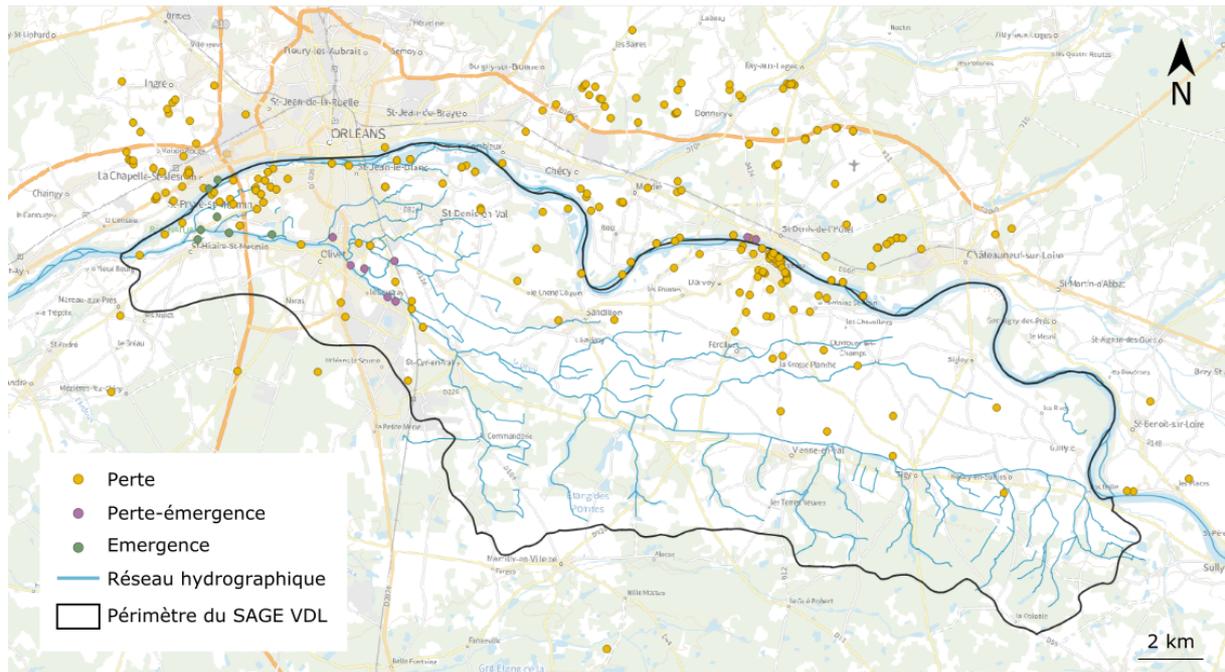


Figure 27 : Carte des cavités identifiées par la Banque du sous-sol

3.4. Occupation du sol

Le sous bassin de 206 km² drainé par le Dhuy, soit 62% de la surface du SAGE, est majoritairement agricole, en particulier Le Val d'Orléans, partie nord du territoire encadré par la Loire et la Sologne. Sur le SAGE, la surface agricole utile représente plus de 27 000 hectares d'après le RGP, dont 68% sont occupés par les grandes cultures, le maraîchage et l'arboriculture sont également présents et l'élevage est rare. Le territoire ne compterait qu'une dizaine de parcelles en agriculture biologique. Les surfaces urbanisées sont restreintes sur le sous bassin du Dhuy avec les communes de Vienne-en-Val, Tigy, Neuvy-en-Sullias et Saint-Cyr-en-Val. L'ouest du SAGE, drainé par le Loiret, est plus urbanisé avec le sud de l'agglomération d'Orléans (figure 28). Le sud du SAGE est couvert de surfaces boisées sur environ la moitié de sa surface et compte une multitude de petits plans d'eau (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a).

Occupation du sol sur le SAGE Val Dhuy Loiret

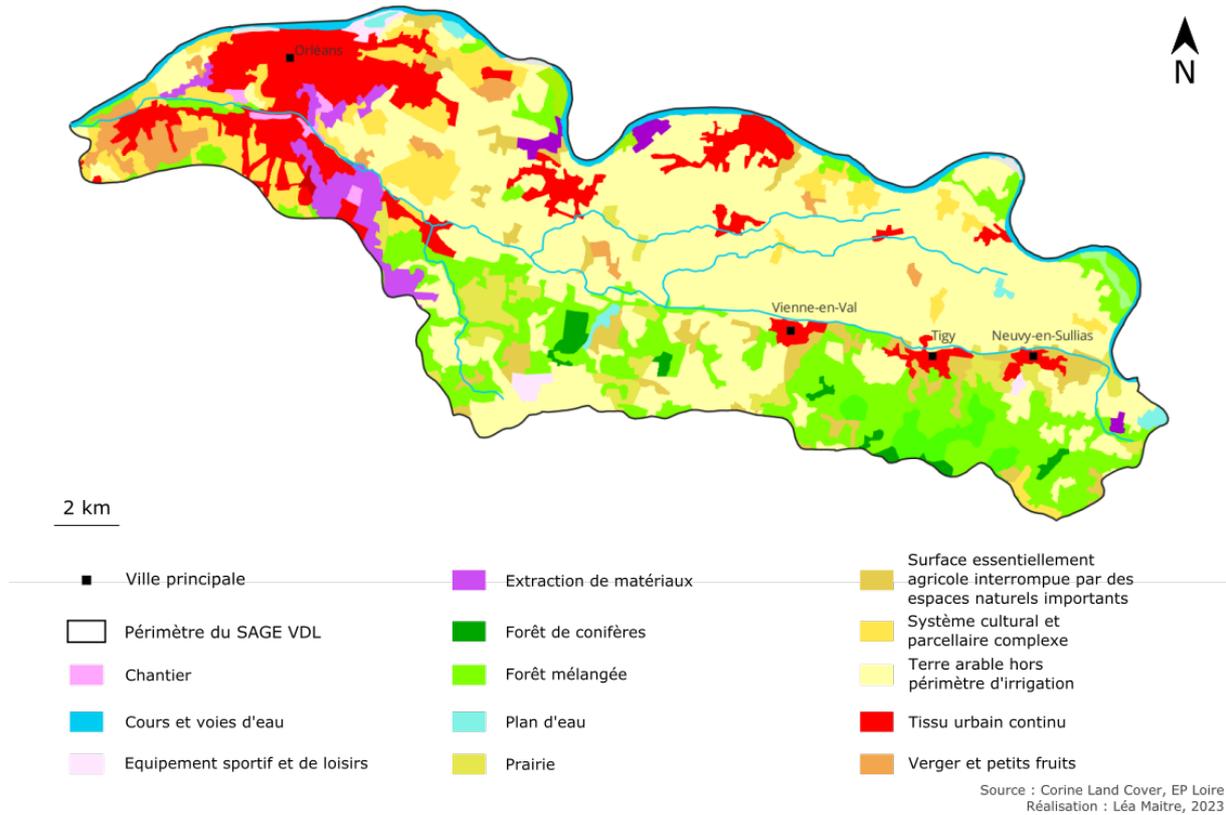


Figure 28 : Carte de l'occupation du sol sur le SAGE Val Dhuy Loiret

4. L'enjeu eau potable

4.1. Les usages de l'eau sur le SAGE

Les prélèvements annuels moyens sont de 25,2 Mm³, effectués en grande majorité dans l'aquifère des calcaires de Beauce, moins de 10% d'entre eux sont réalisés dans l'aquifère superficiel de la nappe alluviale. 52% des volumes prélevés sont à destination de l'alimentation en eau potable, ceux-ci sont réalisés dans les calcaires d'Étampes, soit l'aquifère le plus profond et le mieux protégé par une formation imperméable. Les calcaires de l'Orléanais et la nappe alluviale sont principalement prélevés à des fins d'irrigation, qui représente 44% des volumes prélevés. Cependant si le niveau est trop bas dans celles-ci, il est possible que les prélèvements soient réalisés dans les calcaires d'Étampes. Enfin, 4% des prélèvements alimentent l'industrie (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a).

4.2. L'AAC du Val d'Orléans

Une Aire d'Alimentation de Captage (AAC) correspond au périmètre au sein duquel les eaux qui ruissellent et s'infiltrent alimentent les captages. Ainsi, elle permet de délimiter une zone d'action prioritaire pour la protection de la qualité de l'eau au regard de l'enjeu eau potable. L'AAC du Val d'Orléans regroupe les captages du Gouffre, Theuriet et Bouchet, ils forment un champ captant car les prélèvements sont réalisés dans la même nappe (figure 29). Chaque année, en moyenne 14,7 Mm³ d'eau sont prélevés pour l'alimentation en eau potable de

150 000 habitants de 6 communes de l'agglomération orléanaise. L'exposition à la pollution diffuse d'origine agricole a entraîné le classement des captages orléanais comme ouvrage prioritaire par le Grenelle de l'environnement de 2009. Ce classement indique une qualité de l'eau dégradée, c'est-à-dire qui dépasse les seuils de potabilisation, et qui nécessite un plan d'actions pour la restauration de la qualité de l'eau dans l'AAC (*Ibidem*).

L'aire d'alimentation de captage du Val d'Orléans

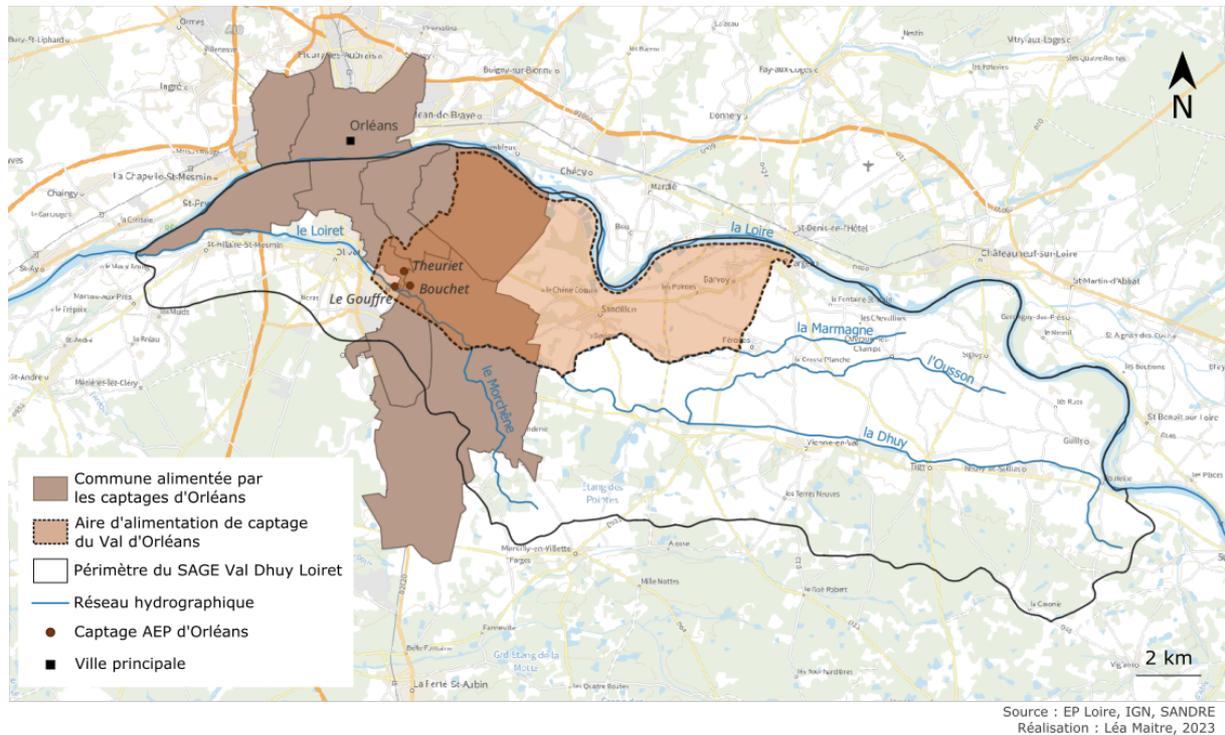


Figure 29 : Carte de l'aire d'alimentation de captage du Val d'Orléans

4.3. Les normes de qualité des eaux destinées à la consommation humaine

En Europe, la qualité de l'eau potable est particulièrement surveillée et doit se conformer à des normes établies par la DCE et transcrites en droit français par le Code de la santé publique. En France, ce sont l'Agence Régionale de Santé (ARS) et les fournisseurs d'eau qui effectuent le suivi de la qualité de l'eau potable. Celle-ci dépend de normes de potabilisation et de normes de potabilité. Les normes de potabilisation concernent les eaux brutes, lorsqu'elles sont captées dans le milieu, lorsque les seuils sont dépassés il n'est alors plus possible de traiter les eaux pour les rendre potables. La limite est fixée à $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ par pesticide individuel et à $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour la somme de tous les pesticides (annexe 6). Les normes de potabilité concernent l'eau telle qu'elle est distribuée au consommateur, à la sortie du robinet. Le seuil est fixé à $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ par pesticide individuel et à $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le cumul de tous les pesticides (annexe 7 ; arrêté du 11 janvier 2007). Chaque année, 2 à 8 analyses sont réalisées dans les eaux brutes des captages orléanais et plus de 600 dans l'eau distribuée au consommateur.

Assurer une bonne qualité de la ressource en eau au regard de l'alimentation en eau potable constitue l'enjeu principal sur le bassin-versant du Loiret. En raison des lacunes dans les connaissances du système karstique loirétain, l'hypothèse d'une alimentation directe des

nappes phréatiques par les eaux de surface via des drains karstiques est à envisager. Ainsi, l'objectif fixé par la CLE pour l'atteinte de la bonne qualité des eaux superficielles du Dhuy et du Loiret ne se base pas sur les NQE mais sur les normes de potabilisation. L'objectif est donc que les eaux de surface soient conformes à la réglementation si elles transitaient jusqu'aux forages. Les actions sont majoritairement centrées sur le Dhuy qui subit une importante pression polluante par le drainage agricole et connaît une perte dans son lit à environ 2 km en amont du champ captant.

A l'échelle du SAGE, des actions ont été entamées pour la réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans l'agriculture et pour l'entretien des espaces verts dans les communes et chez les particuliers. En parallèle, celles-ci peuvent être renforcées par des actions d'aménagement du territoire ralentissant la pollution diffuse. Dans ce cadre, le contrat territorial en cours initie une réflexion sur la mise en place d'une ZTHA pour la réduction du transfert de pesticides et de matières en suspension vers l'AAC.

L'évaluation de la pertinence de la mise en place de ce type de dispositif se décline en deux volets. Premièrement, le diagnostic de territoire qui permet de faire un état des lieux de la pression polluante et de ses origines. Il permet également de déterminer le fonctionnement du bassin versant et les modes de transfert privilégiés des polluants. Deuxièmement, la vérification des premières conclusions tirées à partir des données disponibles et la récolte des données manquantes s'effectuent lors d'une phase de terrain. La prospection de terrain apporte des précisions essentielles sur les caractéristiques locales du territoire qui orientent le choix des paramètres lors de la mise en place d'une ZTHA.

II. État des lieux de la pression polluante : origine, mode et dynamique de transfert

1. Matériels et méthodes

1.1. Quantification de la charge polluante et sa dynamique de transfert

Depuis plusieurs années, la qualité des eaux de surface sur le bassin du Loiret est suivie avec des prélèvements mensuels réalisés sur 4 stations, réparties sur le Dhuy et le Loiret (figure 30). Les prélèvements sont effectués sur un pas de temps régulier, le dernier lundi de chaque mois, au moyen de 17 flacons. Ceux-ci sont rincés préalablement trois fois, à l'exception de 3 flacons qui contiennent des réactifs, et sont remplis à ras bord afin de faire échapper l'air. Les flacons sont conservés dans des glacières avant d'être envoyés à un laboratoire indépendant pour analyse.

L'analyse physico-chimique de l'eau porte, entre autres, sur le phosphore et l'azote totaux, les matières en suspension, le carbone organique dissous et les pesticides pour lesquels plus de 400 molécules sont recherchées, comprenant les métabolites.

Les résultats de ces prélèvements constituent un outil d'aide à la gestion en permettant de caractériser la pollution. Ils nous indiquent si un seul contaminant est à incriminer ou plusieurs, lesquels dépassent les seuils de potabilisation et à quelle fréquence. Des dépassements fréquents traduiraient une quantité d'intrants trop importante ou une voie de transfert préférentielle vers les eaux. Des dépassements occasionnels traduisent des conditions exceptionnelles qui ont favorisé le transfert du contaminant.

Pour les polluants retrouvés les plus fréquemment et en concentrations trop élevées, il est possible de connaître plus précisément leur origine en identifiant les produits qu'ils composent. Les produits sont le plus souvent spécifiques à un type de culture et suivent un calendrier d'épandage. Ainsi, croiser cette information avec l'occupation du sol et la taille des parcelles peut cibler des zones à plus forte pression polluante.

Ce suivi prolongé de la qualité des eaux sur plusieurs stations met également en évidence les dynamiques spatiales et temporelles des transferts de contaminants. Une variation interannuelle des concentrations incrimine l'assolement ou les conditions climatiques. Une variation saisonnière donne un indice sur les types de transfert lorsque mise en lien avec les précipitations, et cible des cultures et les produits utilisés en fonction du calendrier d'épandage. Par ailleurs, un écart entre les résultats des différentes stations met en lumière un transfert plus important sur certaines portions du territoire, donc une charge amenée de manière significative par certains écoulements, en particulier en amont lorsque la dilution est plus faible.

Afin de déterminer si certains affluents présentent des concentrations élevées et donc charrient une forte charge de contaminants, des prélèvements complémentaires ont été réalisés (figure 30).

Points de prélèvement pour le suivi de la qualité des eaux

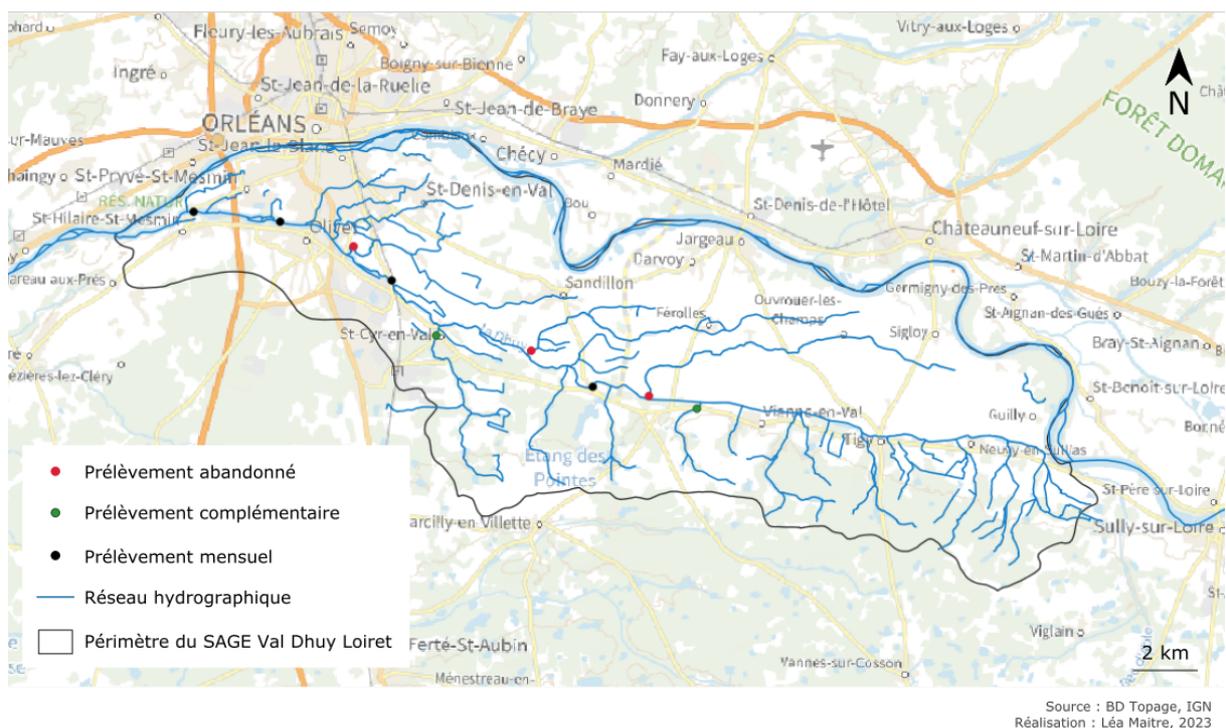


Figure 30 : Carte des stations de suivi de la qualité de l'eau

Les points de prélèvements ont été sélectionnés selon les critères suivants : présence de grandes cultures, surface drainée et nombre d'exutoires de drains situés directement dans le cours d'eau. Les grandes cultures sont en effet les plus consommatrices en intrants et les drains agricoles sont des vecteurs de transfert rapide des pesticides. Les concentrations des contaminants dans les eaux sont d'autant plus importantes si les eaux de drainage sont rendues directement au cours d'eau sans passage par un fossé, qui joue un rôle de tampon.

Les groupes de cultures présents sur les parcelles sont renseignés dans le registre parcellaire graphique (RPG), les grandes cultures rassemblent les céréales, oléagineux et

protéagineux. Les données sur les parcelles drainées, les exutoires de drains et les axes d'écoulement des drains proviennent d'une étude menée en 2002 par la Chambre d'agriculture du Loiret. Les données sur les parcelles drainées ont été mises à jour en 2014 et 2019 par l'EP Loire lors de l'élaboration des contrats territoriaux. Enfin, la cartographie des parcelles drainées et des exutoires de drains a été complétée par les données dont dispose la DDT du Loiret dans ses archives papier. Celles-ci ont permis l'ajout de 17 parcelles et 25 exutoires. Néanmoins, il n'existe *a priori* pas de données sur les exutoires de drains qui débouchent dans des fossés.

Le choix des affluents s'est porté en premier lieu sur les deux principaux, l'Ousson et la Marmagne, qui ont le linéaire le plus long et drainent un territoire majoritairement occupé par des grandes cultures. Sur la moitié sud du territoire, un affluent au sud-ouest de Vienne-en-Val ainsi que le Morchène, le plus à l'ouest du territoire, attirent également l'attention. Ils drainent des portions de territoire avec une occupation du sol plus variée mais comprenant tout de même des grandes cultures (figure 31).

Registre parcellaire graphique sur le SAGE Val Dhuy Loiret

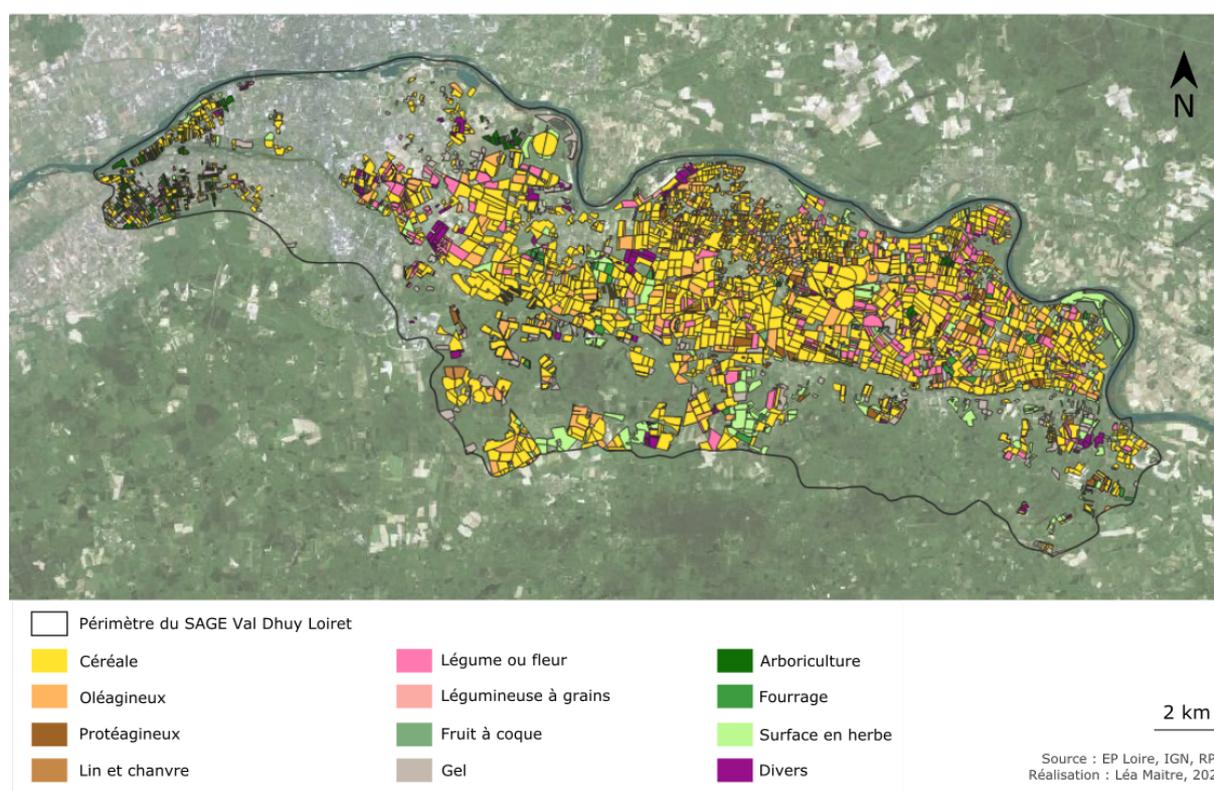


Figure 31 : Carte du registre parcellaire graphique sur le SAGE Val Dhuy Loiret

Ces trois premiers concentrent également un nombre conséquent d'exutoires de drains sur leur linéaire qui leur restituent, respectivement, les eaux de drainage de 1300, 150 et 400 hectares. La cartographie des exutoires de drains n'en indique aucun sur le linéaire du Morchène, qui traverse pourtant une portion de territoire qui comporte des parcelles drainées. Il est donc probable que l'inventaire n'ait jamais été réalisé ou que les exutoires donnent sur des fossés et non le cours d'eau (figure 32). Enfin, un affluent du Loiret en rive droite, le bras de Bou, a été sélectionné car des analyses ont été réalisées par le passé lors desquelles plusieurs molécules ont été détectées.

Réseau de drainage agricole sur le SAGE Val Dhuy Loiret

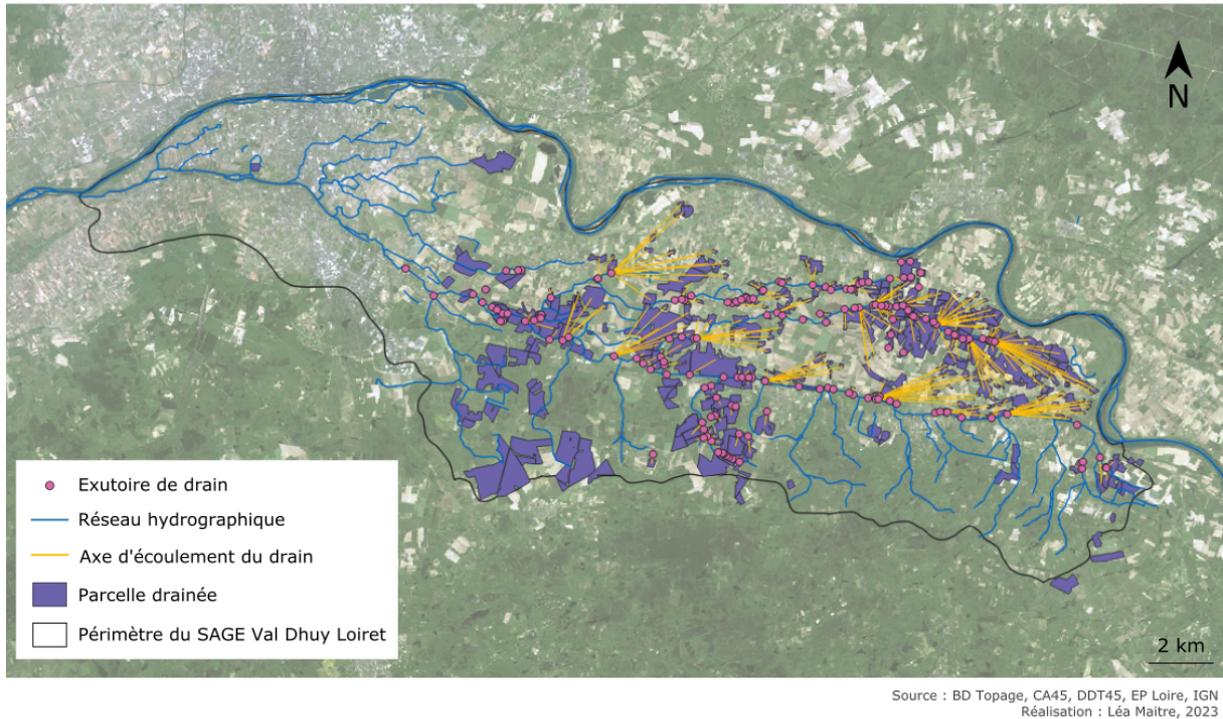


Figure 32 : Carte du réseau de drainage agricole sur le SAGE Val Dhuy Loiret

Ces prélèvements complémentaires ont été réalisés fin mai à la suite d'un épisode pluvieux survenu mi-mai, le même jour et selon la même méthode que les prélèvements mensuels. Cependant, seuls deux prélèvements ont pu être effectués sur les cinq initialement prévus. En effet, à cette période de l'année, la Marmagne connaît souvent des assecs, encouragés cette année par un printemps relativement sec. L'Ousson présentait une hauteur d'eau très faible et un débit nul, les conditions ne sont pas propices pour réaliser un prélèvement. Quant au bras de Bou, aucun chemin public ne permettait d'y accéder. Les prélèvements ont donc été abandonnés (figure 30).

1.2. Détermination des modes de transfert privilégiés

Dans un premier temps, il est essentiel d'identifier les voies de transfert de contaminants dominantes sur le territoire. Pour ce faire, il est nécessaire de déterminer la sensibilité du territoire au ruissellement et à l'infiltration. La sensibilité à l'infiltration fait référence à deux indicateurs : la sensibilité pédologique et hydrogéologique, c'est-à-dire du sol et du sous-sol. La sensibilité pédologique fait référence à l'évacuation des eaux lorsqu'elle entre en contact avec le sol. La sensibilité hydrogéologique fait référence à la perméabilité des entités hydrogéologiques qui vont permettre à l'eau d'atteindre les nappes. Ce travail de calcul des sensibilités a déjà été entrepris dans le cadre du contrat territorial pollutions diffuses (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a). Ces deux calculs sont complémentaires, c'est-à-dire déductibles l'un de l'autre, et se basent sur 5 critères pondérés :

- Battance et teneur en éléments grossiers

La battance correspond à l'éclatement des agrégats à la surface du sol par l'écrasement des gouttes de pluie sur le sol. Cet éclatement provoque alors la formation d'une fine pellicule imperméable en surface qui empêche l'infiltration de l'eau dans le sol. La présence d'éléments grossiers limite la battance des sols et apporte de la rugosité au sol qui ralentit le ruissellement.

- Texture de surface

La texture de surface représente la teneur des couches supérieures du sol en sable, argile et limon. Plus la teneur en argile est importante, plus le sol retiendra l'eau et aura une tendance à l'hydromorphie.

- Hydromorphie

L'hydromorphie est la propension d'un sol à être engorgé en eau, la saturation du sol peut alors provoquer du ruissellement par refus d'infiltration. Les sols hydromorphes présentent souvent une part importante d'argile et la présence d'un horizon peu perméable qui bloque l'infiltration vers les couches inférieures du sol.

- Présence d'un plancher imperméable

Un horizon imperméable empêche l'infiltration et favorise l'hydromorphie et les écoulements latéraux.

- Réserve utile

La réserve utile est la quantité d'eau stockée dans le sol qui est utilisable par les végétaux. De la même manière que l'hydromorphie, une importante réserve utile limitera l'infiltration.

Ces critères ont un coefficient de pondération de 3, à l'exception du dernier avec un coefficient de 2.

Par ailleurs, la sensibilité hydrogéologique des sols à l'infiltration renseigne sur la propension de l'eau à percoler dans le sol et atteindre les nappes phréatiques. Cet indicateur est particulièrement important lorsque la bonne qualité des masses d'eaux souterraines constitue un enjeu important. Il a été calculé sur la base des critères suivants :

- Présence de zones d'engouffrement

Ce sont des effondrements de cavités souterraines formées dans un milieu karstique. Les gouffres constituent un moyen rapide et direct de transfert vers les eaux souterraines. Ils ont été recensés sur le territoire par le BRGM. Les cavités situées en milieu urbain sont généralement rebouchées et une zone d'influence de 100 mètres a été retenue pour celles situées en milieu rural.

- Profondeur de la zone non saturée

Elle indique la distance que l'eau doit parcourir dans le sol avant de rencontrer la nappe. Celle-ci a été calculée à partir de la différence entre le modèle numérique de terrain et les valeurs des hautes eaux au piézomètre des nappes des alluvions de la Loire et des calcaires de Beauce.

- Présence de la formation imperméable des sables et argiles de Sologne

Son caractère imperméable empêche l'eau de s'infiltrer et d'atteindre la nappe des calcaires de Beauce lorsque celle-ci est sous couverture de cette entité hydrogéologique.

2. Résultats

2.1. Une dynamique temporelle en lien avec la saison de drainage

Sur la période 2017-2021, seulement 11 dépassements des seuils de potabilisation ont été enregistrés sur le Dhuy, dont la majorité sur la station Dhuy aval (figure 33). 7 d'entre eux, soit plus de la moitié, ont été causés par la molécule métolachlore-ESA, un métabolite du S-métolachlore. Ces dépassements ont été enregistrés entre les mois d'octobre et janvier, à l'exception d'un en juin.

Molécule\Station	Dhuy amont	Dhuy aval
Glyphosate	0	1
AMPA	0	1
Métolachlore-ESA	1	6
Propyzamide	0	2

Figure 33 : Tableau du nombre de dépassements des seuils enregistrés sur le Dhuy (Maitre, 2023)

Bien que les seuils de potabilisation soient rarement dépassés par les molécules individuelles, les dépassements sont plus fréquents lorsque celles-ci sont cumulées. Sur la station du Dhuy amont, deux dépassements ont été enregistrés en janvier 2018 et 2019 et en novembre 2019. La concentration cumulée atteignait alors environ 5,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en janvier des deux années et plus de 9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en novembre 2019 (figure 34).

Évolution annuelle des concentrations cumulées sur la station Dhuy amont

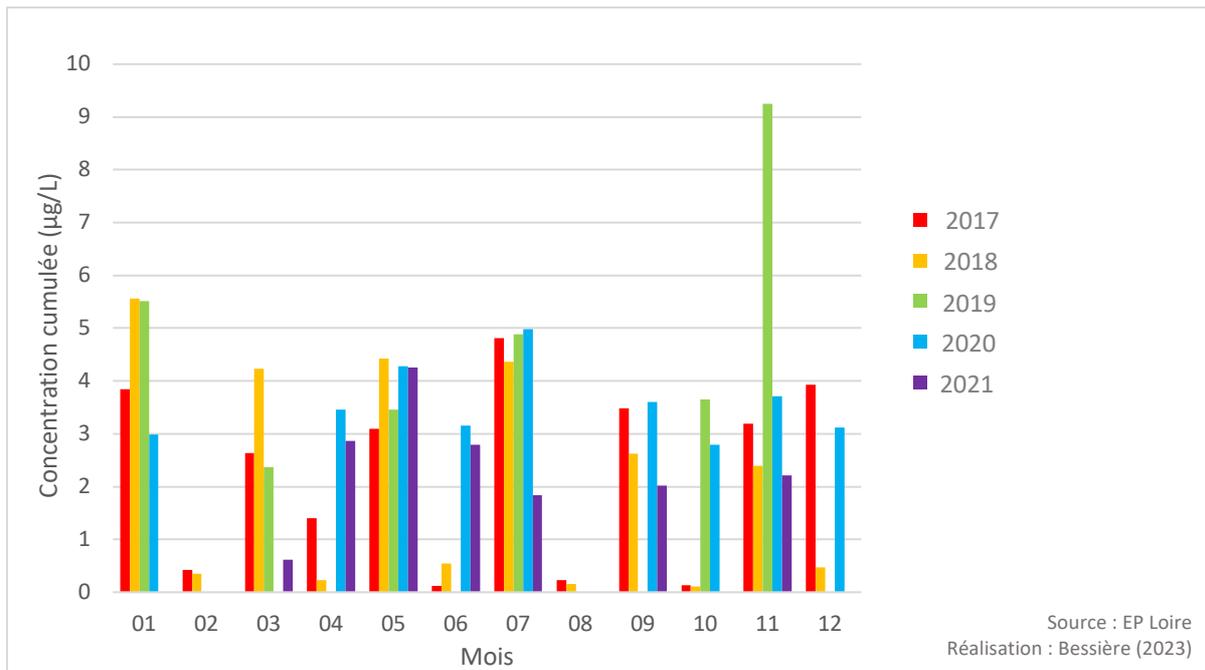


Figure 34 : Graphique de l'évolution annuelle des concentrations cumulées sur la station Dhuy amont

Sur la station Dhuy aval, les concentrations sont globalement plus fortes et ne descendent que rarement en dessous de $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Globalement, une tendance de réduction des concentrations se dégage entre février et juin. Les pics les plus importants sont enregistrés entre juillet et novembre, atteignant $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en juillet 2019, soit une valeur 3 fois supérieure au seuil de qualité (figure 35).

Évolution annuelle des concentrations cumulées sur la station Dhuy aval

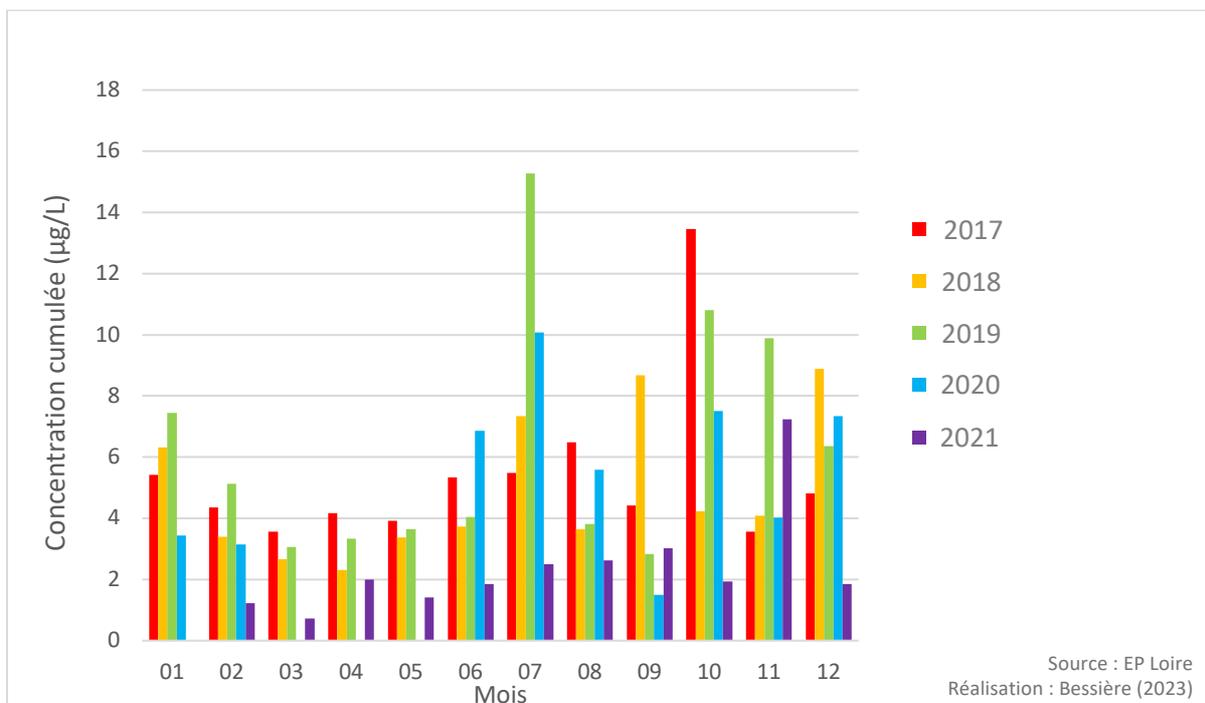


Figure 35 : Graphique de l'évolution annuelle des concentrations cumulées sur la station Dhuy aval

Les molécules les plus détectées diffèrent également entre les deux stations du Dhuy. Sur la station Dhuy amont, 6 molécules sont présentes dans plus de 70% des prélèvements dont 3 dans plus de 90% d'entre eux (figure 36).

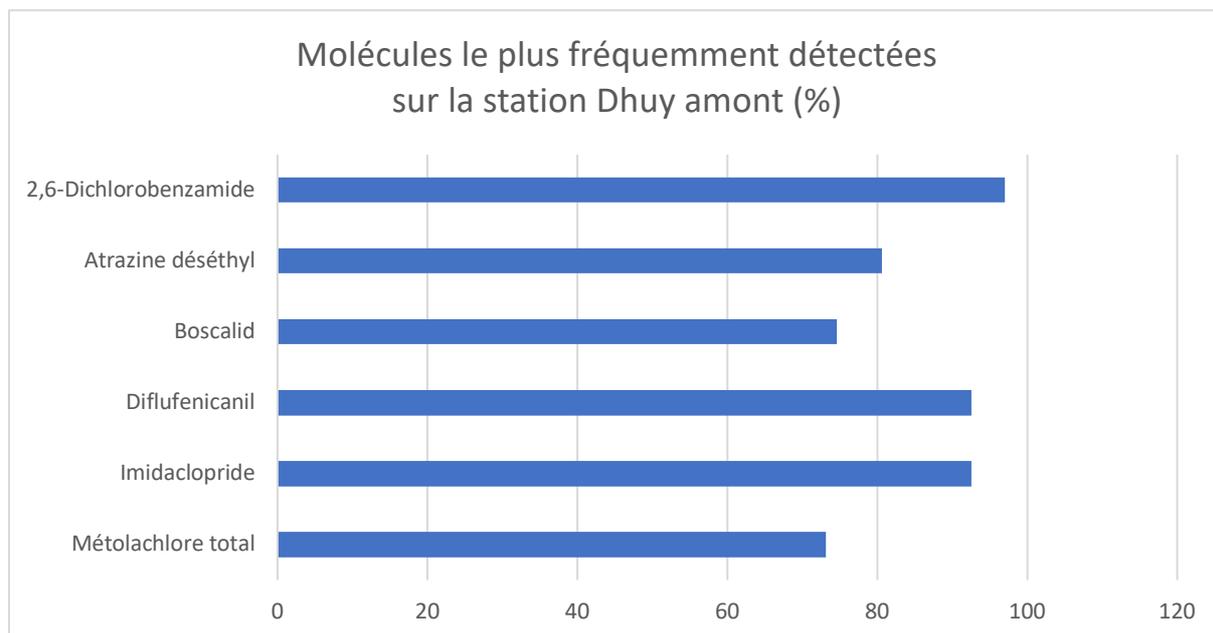


Figure 36 : Graphique des molécules les plus détectées sur la station Dhuy amont (Maitre, 2023)

Sur la station Dhuy aval, 11 molécules sont détectées dans plus de 80% des prélèvements dont 5 dans plus de 90% d'entre eux (figure 37).

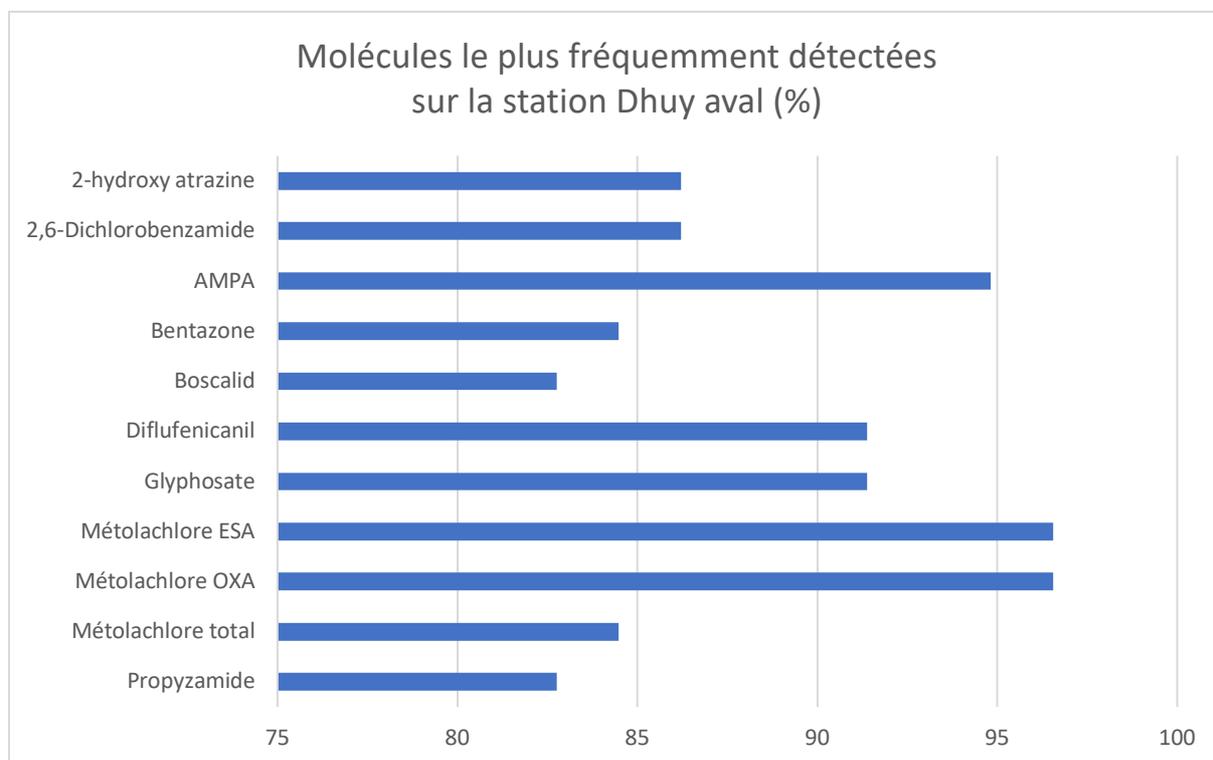


Figure 37 : Graphique des molécules les plus détectées sur la station Dhuy aval (Maitre, 2023)

Enfin, les résultats des prélèvements complémentaires montrent que 18 molécules ont été détectées dans les eaux du Morchêne. La plus haute concentration enregistrée est de 0,428 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le métolachlore-ESA.

L'affluent au sud-ouest de Vienne-en-Val ne charrie dans ses eaux que 15 substances actives, cependant, deux d'entre elles présentent des concentrations élevées. En effet, le métolachlore-ESA et le métazachlore-ESA présentent respectivement une teneur de 1,095 et 1,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

2.2. Le drainage agricole : principal vecteur de la dégradation des eaux de surface

Les sols sur le territoire du SAGE présentent des caractéristiques hétérogènes qui favorisent différents moyens de transfert. Premièrement, la texture des couches supérieures du sol représente un panel de plusieurs granulométries allant des sables aux argiles. Les sols les moins lourds comportant une importante fraction sableuse se situent principalement aux abords de la Loire et sur les coteaux de Sologne. Les sols les plus lourds avec une plus forte proportion de limon et argile se situent au nord-est et au sud du territoire (figure 38).

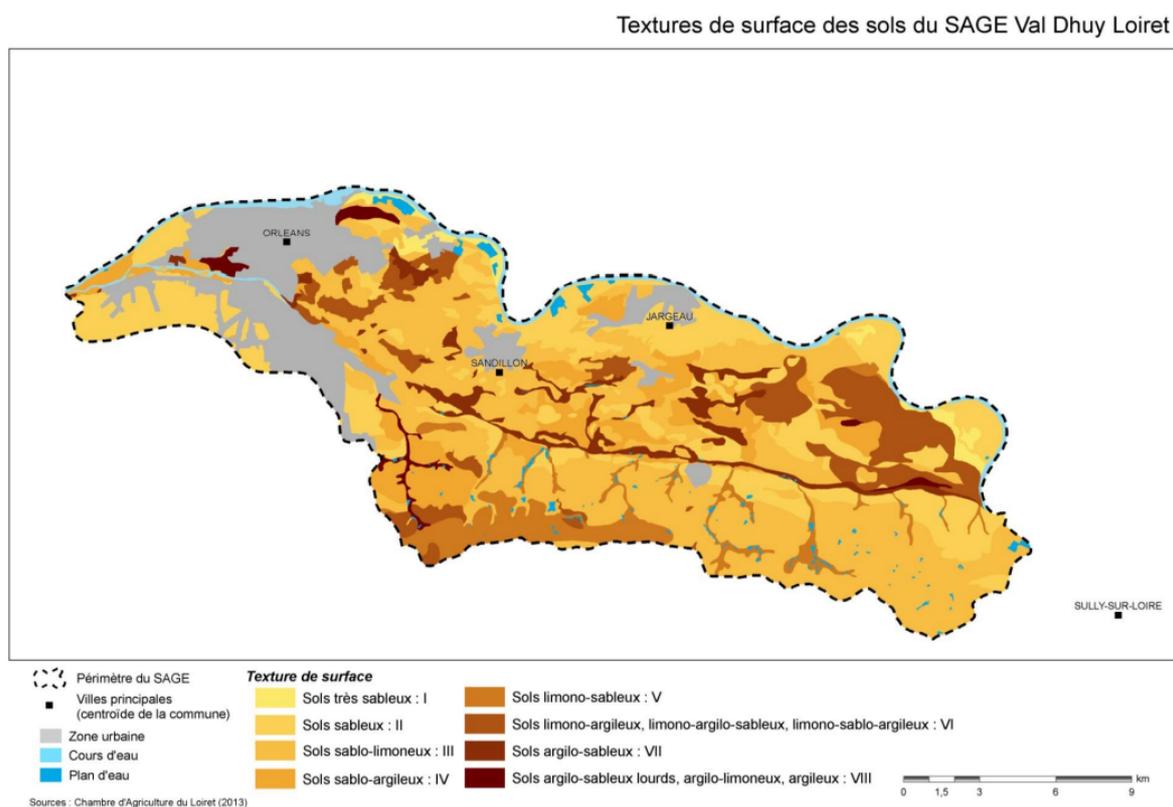


Figure 38 : Carte des textures de surface des sols sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)

Le degré d'hydromorphie des sols correspond aux sols plus lourds du nord-est du SAGE et également aux portions sud-est et sud-ouest du territoire, sans lien particulier avec la texture des sols (figure 39).

Degré d'hydromorphie des sols du SAGE Val Dhuy Loiret

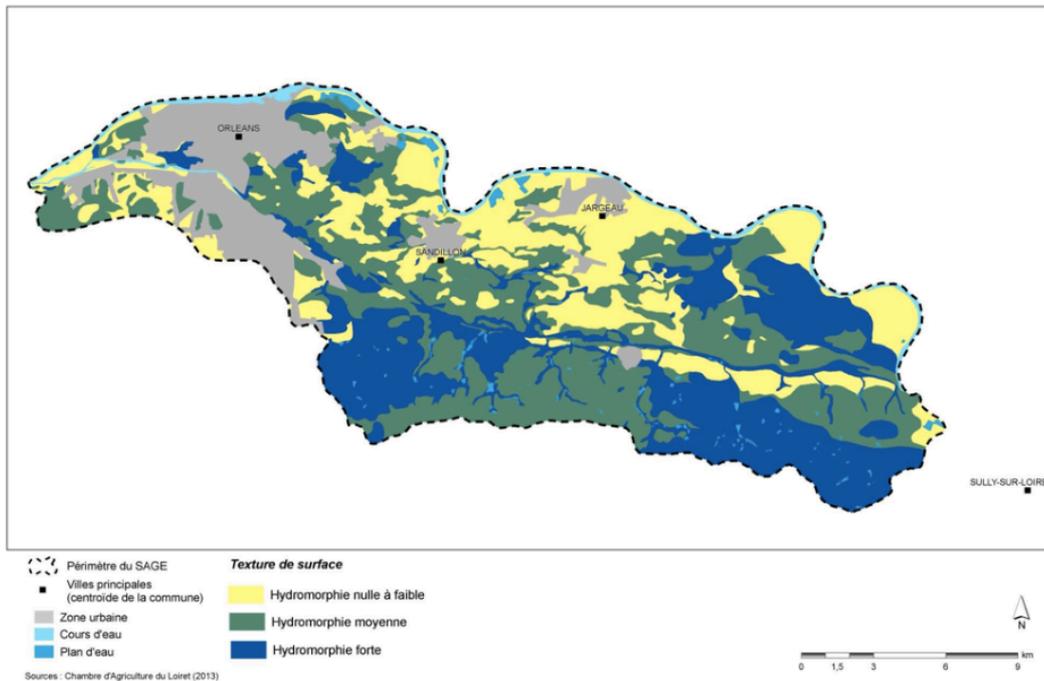


Figure 39 : Carte du degré d'hydromorphie des sols sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)

Ces caractéristiques du sol conditionnent les phénomènes de ruissellement et d'infiltration. En effet, la moitié sud du SAGE, drainée par les affluents en rive gauche du Dhuy, ainsi que le nord-est démontrent une faible tendance à l'infiltration et une prédominance du ruissellement sur ces territoires, notamment par refus d'infiltration (figure 40). Cependant, la présence de zones boisées et de nombreux plans d'eau peut limiter le phénomène de ruissellement.

Sensibilité pédologique au ruissellement

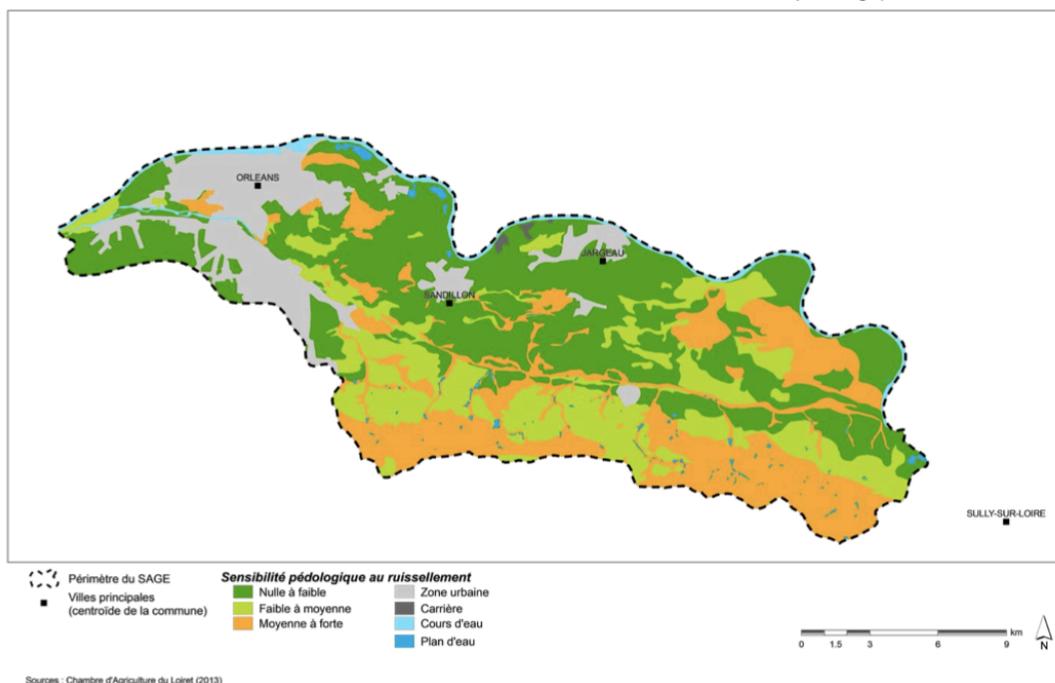


Figure 40 : Carte de la sensibilité pédologique au ruissellement sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014)

A l'inverse, les zones les plus sensibles à l'infiltration se trouvent au nord du SAGE à proximité de la Loire, sur des sols plutôt sableux et présentant un faible degré d'hydromorphie (figure 41).

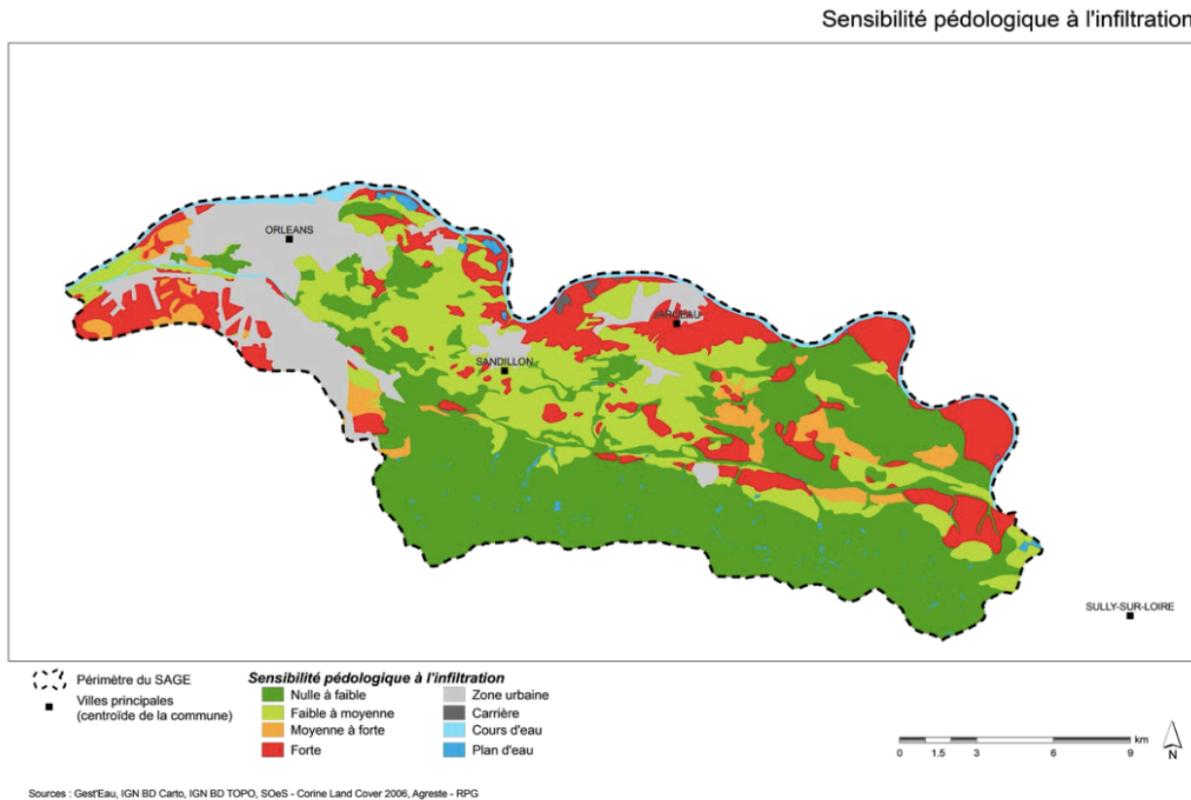


Figure 41 : Carte de la sensibilité pédologique à l'infiltration sur le SAGE Val Dhuy Loiret (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)

Enfin, la sensibilité hydrogéologique à l'infiltration indique une sensibilité faible sur la moitié est du territoire en raison de l'entité imperméable des sables et argiles de Sologne, à l'exception de zones ponctuelles de forte sensibilité qui correspondent aux zones d'engouffrement (figure 42). Ainsi, les zones situées au nord du SAGE, qui se caractérisent par une forte sensibilité pédologique à l'infiltration mais une faible sensibilité hydrogéologique à l'infiltration, connaissent des écoulements latéraux dans le sol. En effet, l'eau percolerait dans le sol avant de rencontrer cet horizon imperméable puis de percoler latéralement ou de stagner dans les sols. Comme vu précédemment, les zones au nord du SAGE qui connaissent une forte sensibilité pédologique à l'infiltration sont aussi celles qui ont un fort degré d'hydromorphie. Ces zones correspondent également aux zones drainées (figure 32), la saturation en eau des sols est donc évacuée latéralement par le réseau de drainage agricole. Par ailleurs, les zones au sud du SAGE qui sont sensibles au ruissellement et présentent un fort degré d'hydromorphie sont également des terres drainées. Or, le drainage permet d'assécher les terres et limite ainsi le ruissellement, particulièrement lorsque le ruissellement s'enclenche suite à un refus d'infiltration. Ainsi, le mode de transfert privilégié sur le territoire du SAGE semble être le réseau de drainage enterré.

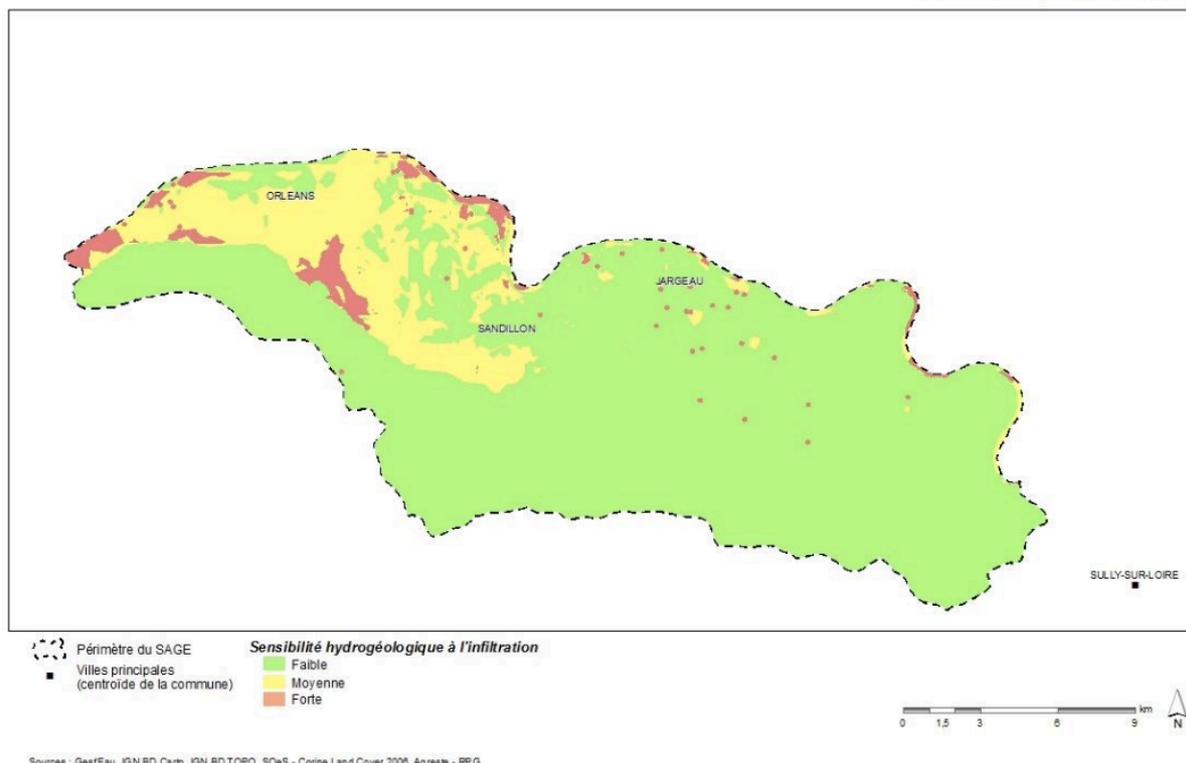


Figure 42 : Carte de la sensibilité hydrogéologique à l'infiltration (CA Loiret et Géo-hyd, 2014a)

3. Discussion

Les dépassements et les pics de concentration surviennent globalement à la reprise de la saison de drainage, en automne. Néanmoins, les fortes disparités des concentrations inter et intra annuelles rendent difficile le dégagement d'une tendance, d'autant plus que les résultats de certains mois sont manquants en raison d'une panne de matériel ou de mauvaises conditions de prélèvement. De plus, aucune corrélation n'a pu être effectuée entre la variation des concentrations et les précipitations ou le débit du cours d'eau. En effet, les teneurs en contaminants plus importantes sur la station du Dhuy aval indiquent que, même plus en aval où il devrait y avoir de la dilution, les concentrations augmentent malgré tout. Il est ainsi possible qu'un affluent charrie une charge significative de contaminants, il serait donc intéressant de réaliser des analyses dans la Marmagne et l'Ousson afin d'infirmer ou confirmer cette hypothèse. Néanmoins, les affluents connaissent un débit réduit et sont moins soumis au phénomène de dilution. Les valeurs hautes traduisent ainsi une forte concentration (quantité d'une substance dans un litre d'eau) et non un flux important (quantité de pesticide exporté par hectare). De cette manière, lors d'importantes précipitations et de forts débits, la dilution peut masquer les flux exportés. Cependant, les fortes concentrations en métazachlore-ESA et métalochlore-ESA enregistrées à Vienne-en-Val mettent en exergue l'importance des têtes de bassin versant dans le transport de la charge polluante.

Également, la plus grande diversité de molécules à l'aval pourrait indiquer un assolement différent sur une portion de territoire, plus varié. Cependant, se baser sur les molécules et les produits qu'elles composent ne permet que de cibler des grands groupes de cultures. En effet, ne substance active compose généralement plusieurs produits qui peuvent être utilisés à des

fins différentes (insecticide, fongicide, herbicide) sur plusieurs types de cultures. A l'inverse, différents types de pesticides destinés à un seul type de culture ne contiennent pas nécessairement la même substance active. De plus, il n'est pas rare qu'un produit soit composé d'un mélange de substances actives. Ainsi, l'assolement étant globalement homogène, en particulier sur le nord du territoire, se baser sur les molécules retrouvées ne permet que de cibler les affluents dont la confluence se situe entre deux stations qui enregistrent des résultats différents.

Par ailleurs, la station Dhuy aval enregistre une fréquence d'apparition du métolachlore ESA et du métolachlore OXA est plus importante que celle du métolachlore. Ces deux premiers sont des métabolites qui indiquent que le processus de dégradation du métolachlore est effectif et probablement le mode d'élimination privilégié de cette molécule. Cependant cela ne permet pas de déterminer par quel processus la molécule est dégradée (hydrolyse, photolyse, biodégradation) ni le temps nécessaire à cette dégradation.

Enfin, concernant l'indice de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration, bien que les sables et argiles de Sologne soient imperméables, le contexte karstique n'exclut pas les échanges entre les nappes. En effet, la nappe des alluvions de la Loire est libre et affleurante et le système de drains karstiques étant mal connu, il est possible que des échanges s'effectuent entre les deux nappes.

III. Quantification de l'apport des eaux de drainage à la pollution des eaux superficielles

1. Matériels et méthodes

La phase de terrain s'inscrivait dans une double finalité. Premièrement faire une vérification des données sur le réseau de drainage et les parcelles drainées, pour lesquelles l'origine n'était pas claire et la fiabilité n'était pas avérée. Deuxièmement, évaluer la contribution des drains au débit du cours d'eau et à l'exportation des charges polluantes.

Les prospections de terrain ont été précédées de la récupération, par les données cadastrales, des coordonnées des propriétaires de parcelles auxquels un courrier informant de la prospection a été adressé.

Deux fiches méthodologiques ont été élaborées en collaboration avec la Chambre d'agriculture du Loiret, l'une concernant les exutoires de drains (annexe 8) et l'autre concernant les parcelles bordant les cours d'eau (annexe 9). L'objectif de cette première est de caractériser la pression apportée par les drains en sachant si les eaux de drainage sont restituées à un fossé, un affluent ou dans le Dhuy. Cela nous indique s'il y a un phénomène de dilution ou une rétention et/ou élimination des pesticides en passant par une zone tampon. Elle permet également d'estimer la part contributive du drain aux écoulements en les rapportant au débit de la rivière. Mettre en lien la hauteur des précipitations et la vitesse d'écoulement indique la restitution des précipitations aux drains. Dans le cas de la formation d'un cône de sédiments en sortie d'exutoire, mesurer ses dimensions donne une estimation de la quantité de matières en suspension charriées. Enfin, son débit, son diamètre et la superficie drainée peuvent constituer des indices sur la potentielle contribution du drain à la charge polluante.

La localisation des exutoires ainsi que la saisie des données ont été effectuées avec un DGPS équipé du logiciel ArpentGis ou sur téléphone mobile grâce à l'application MerginMaps. Les données ont ensuite été traitées sur QGis 3.10. La mesure du débit du cours d'eau a été réalisée à l'aide d'un courantomètre et la mesure des vitesses d'écoulement des drains avec une bouteille graduée. Enfin, une mire permet de mesurer les dimensions des cônes de sédiments.

Disposant déjà de données sur les parcelles drainées et la localisation des exutoires de drains, et au vu du caractère chronophage des prospections de terrain, celles-ci ont été ciblées sur trois zones. Ces zones sont jugées vulnérables à la pollution par les eaux de drainage et représentatives du fonctionnement du bassin identifié dans la partie précédente. Le choix de ces zones a été fait à partir des critères suivants :

- Enjeu qualité de l'eau : proximité à l'AAC et présence de zones d'engouffrement dans le lit du cours d'eau, ces drains karstiques constituent une voie de transfert direct des eaux superficielles vers les eaux souterraines captée pour l'AEP. Les zones d'engouffrement qui ne sont pas situées dans les cours d'eau ont été écartées puisque d'autres types de zones tampons telles que les haies ou les bandes enherbées seraient plus adaptées au ralentissement des transferts.
- Densité des exutoires de drains sur le linéaire du cours d'eau : plus la densité est élevée, plus la pression polluante exercée sur le cours d'eau est forte et d'autant plus si c'est un affluent.
- Occupation du sol : les terres drainées qui sont occupées par des grandes cultures exercent une pression polluante plus forte par le caractère gourmand de ces cultures en intrants.

Le choix des zones à prospector (figure 43) s'est d'abord porté sur l'Ousson dans lequel sont rejetées les eaux de drainage 1300 hectares de terres arables, principalement en grandes cultures, par le biais de 46 exutoires de drains. Plus particulièrement le premier tiers de son linéaire qui concentre 32 exutoires sur 5 km, en amont d'une zone d'engouffrement située dans le lit.

La seconde zone délimitée est la Marmagne qui draine majoritairement des grandes cultures et regroupe 33 exutoires de drains sur son linéaire, dont la moitié aval se situe dans l'AAC. Plus précisément, la prospection a porté sur 5 km de linéaire discontinu sur sa moitié amont.

La dernière zone correspond à un affluent en rive gauche, au sud-ouest de Vienne-en-Val, qui draine des grandes cultures et des zones boisées, son linéaire est également ponctué de points d'eau. Il recueille les eaux de drainage de 400 hectares par le biais de 16 exutoires de drains.

Linéaire de cours d'eau prospecté

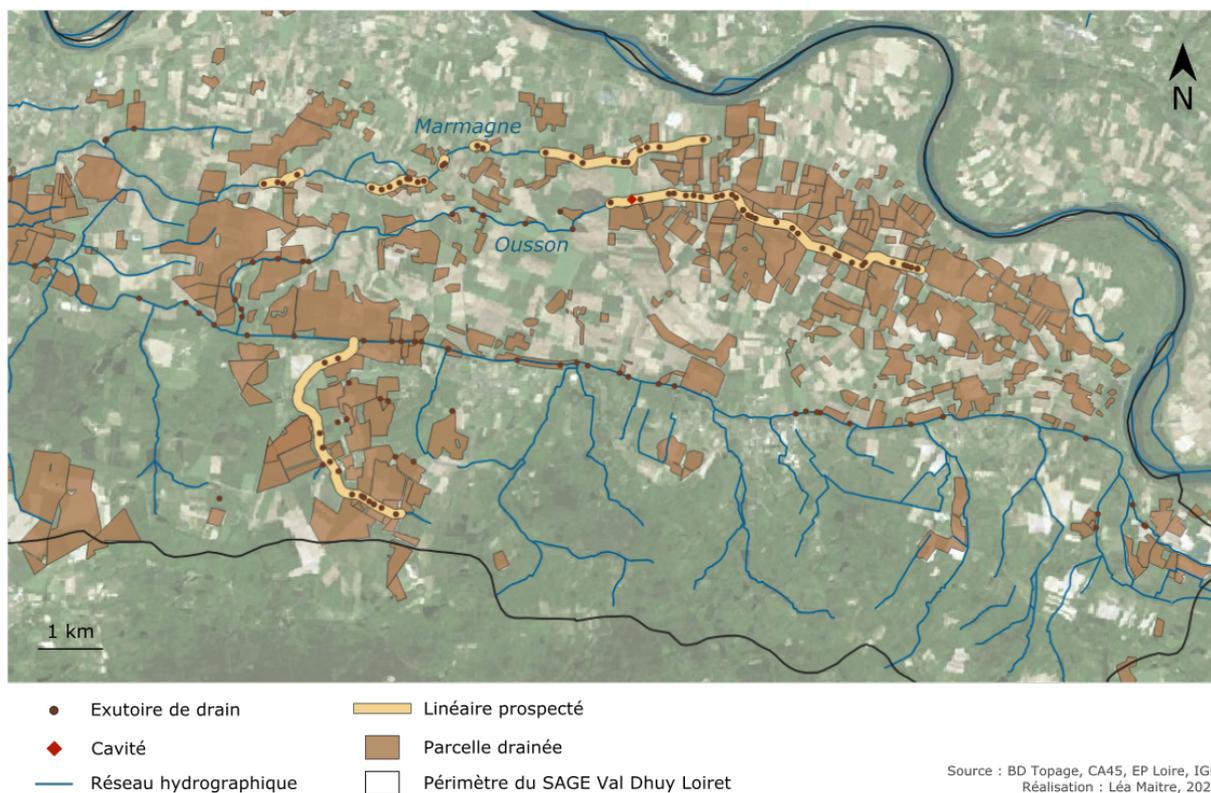


Figure 43 : Carte du linéaire de cours d'eau prospecté sur le terrain

2. Résultats

La première prospection a eu lieu le 2 mai 2023 sur l'Ousson en conditions ensoleillées après un mois d'avril peu pluvieux qui enregistrait 30 mm cumulés dont 17 mm sur les 10 jours qui ont précédé. Sur les 32 drains cartographiés, 26 ont pu être repérés et leur localisation était globalement bonne, bien que le manque de précision fût important pour certains. Quant à la contribution des eaux de drainage au débit et à la charge polluante, aucun résultat n'a pu être tiré puisque le débit était nul dans la rivière et aucun exutoire de drain ne restituait d'eau. La zone d'engouffrement cartographiée dans le lit de l'Ousson n'est pas identifiable à l'œil nu ou sa localisation n'est pas correcte.

La seconde prospection a été réalisée le lendemain, 3 mai 2023, sur l'affluent de Vienne-en-Val dans les mêmes conditions météorologiques. Un exutoire de drain situé dans un fossé, donc qui n'était pas présent dans notre cartographie, a pu être identifié. Aucun autre exutoire n'a été identifié sur le linéaire prospecté en raison de difficultés d'accès. En effet, le linéaire est ponctué de bois, plans d'eau et ronciers (figure 44a). Le débit du cours d'eau n'a pas pu être mesuré non plus. Par ailleurs, un écoulement qui semble non conforme a été identifié dans un fossé, il n'a pas été possible de déterminer sa source (figure 44b).



Figure 44 : Photographies (a) du cours d'eau inaccessible
(b) d'un écoulement non conforme (Maitre, 2023)

La dernière prospection s'est déroulée sur la Marmagne, le 9 mai 2023, en conditions pluvieuses. 14,4 mm sont tombés pendant les 5 jours qui précédaient et le niveau des précipitations a atteint 11,8 mm le 9 mai. 15 exutoires ont pu être repérés sur 26 initialement cartographiés. Les données sont bonnes et la localisation a une précision à moins de 5 mètres. Malgré les précipitations, aucun exutoire ne restituait d'eau, le cours d'eau était partiellement à sec. Des signes de dysfonctionnement du réseau de drainage ont été repérés comme des zones inondées (figure 45), des exutoires partiellement obstrués ou encore une pose de drain qui semblait artisanale (figure 46).



Figure 45 : Photographies d'un bout de champ et passage de roues inondés (Maitre, 2023)



Figure 46 : Photographies (a) d'un exutoire obstrué (b) d'une pose de drain atypique (Maitre, 2023)

3. Discussion

La phase de vérification a été concluante, la cartographie des exutoires de drains est juste avec une précision variable selon les zones. Les cours d'eau n'étant pas fauchés, certains exutoires étaient difficilement repérables, masqués par la végétation.

La restitution nulle des précipitations aux drains malgré près de 12 mm de pluie en une journée pose la question d'un dysfonctionnement du réseau de drainage. Il paraît néanmoins peu probable que l'intégralité de la quarantaine d'exutoires, repérés pendant la prospection sur deux affluents différents, soient bouchés. Des nouvelles visites sur le terrain ont été réalisées les 10 et 11 mai pour écarter la possibilité d'un temps de latence entre les précipitations et la restitution aux drains. Les écoulements étaient à nouveau nuls sur ces deux jours. Il est nécessaire de revenir sur le terrain au moment de la saison de drainage afin de répondre à l'hypothèse du dysfonctionnement du réseau. Il est également possible que, suivant une période de faible pluviométrie accompagnée d'une hausse des températures, les précipitations aient alimenté la réserve utile des sols.

En outre, aucun cône de sédiment distinct n'était présent en sortie de drain, hormis un engorgement général des cours d'eau, estimer la quantité de matières en suspension charriées n'a donc pas été possible et nécessiterait l'élaboration d'une autre méthode.

Par ailleurs, la fiche méthodologique concernant les parcelles de bord de cours d'eau n'a pas été utilisée pour plusieurs raisons. Premièrement parce qu'elle permet d'obtenir des informations précises à l'échelle de la parcelle, elle est donc privilégiée lorsque des zones de prédilection pour l'implantation d'une ZTHA sont prédéfinies. Deuxièmement parce qu'il n'est

pas possible d'aller prospecter sur les parcelles sans l'accord, voire l'accompagnement, du propriétaire et/ou de l'exploitant. Enfin, prendre contact avec les propriétaires ou exploitants de terre constitue aussi l'occasion de réaliser un entretien poussé avec eux sur leurs pratiques culturelles et les connaissances qu'ils ont sur le territoire. Mener une enquête étant très chronophage, cela n'a pu être réalisé dans cette présente étude, cependant elle semble constituer une étape nécessaire pour acquérir une connaissance fine du territoire.

IV. La mise en place d'une ZTHA sur le bassin du Dhuy

1. Préciser le diagnostic de territoire

L'origine des contaminants et leur mode de transfert ayant été identifiés, il est crucial de réaliser de nouvelles observations sur le terrain à plusieurs moments de l'année, et en particulier lors de la saison de drainage et pendant les épisodes pluvieux. Un suivi régulier et fréquent des écoulements des exutoires de drains est nécessaire afin de quantifier l'apport des eaux de drainage à la pollution globale du bassin.

En outre, il est primordial d'identifier avec précision la pression exercée par chaque parcelle sur les cours d'eau adjacents. Notamment par le biais d'indicateurs qui caractérisent la surface de la parcelle comme la formation d'une croute de battance et de rigoles d'érosion qui vont orienter sur la tendance au ruissellement. Les zones tampons déjà existantes dans le paysage et qui réduisent la pression polluante sont également à prendre en compte. De même que leur efficacité, en observant les dépôts de matières en suspension par exemple, et leur capacité à être valorisés en tant qu'OR2.

Identifier la pression d'origine agricole requiert une connaissance fine des pratiques agricoles. Il serait en effet pertinent de connaître les principales caractéristiques des exploitations individuelles, la rotation culturale, la technique de travail du sol et son orientation. De même que la connaissance des produits appliqués, leur dose et période d'application ainsi que les méthodes de désherbage alternatif utilisées. Ce travail a été entamé par la Chambre d'agriculture du Loiret en 2014 dans le cadre du contrat territorial pollutions diffuses. Cela a permis d'identifier les sources de pollutions ponctuelles et des actions ont été mises en place pour y remédier. Néanmoins, il est nécessaire de continuer à capitaliser des données sur la pollution diffuse pour laquelle il est compliqué de définir clairement tous les mécanismes en jeu. Il serait ainsi pertinent de faire une mise à jour de ces données, notamment sur l'utilisation des produits phytosanitaires, dans la mesure où de nombreux produits sont interdits chaque année et que des actions de sensibilisation ont été menées.

La récolte de l'ensemble de ces données permettra d'identifier des zones d'action prioritaires où la pression polluante est importante et, selon les contraintes et les caractéristiques locales, de réaliser des propositions d'implantation. Une caractéristique locale majeure dans la réflexion de zones d'implantation est la texture des sols. Il serait intéressant de réaliser des sondages à la tarière afin d'identifier précisément la texture du sol et son hydromorphie sur les zones de prédilection. Également, réaliser des tests d'infiltrométrie sont cruciaux pour s'assurer que la ressource souterraine à protéger ne soit pas contaminée par l'infiltration d'eaux particulièrement chargées en polluants.

Une fois le diagnostic de territoire réalisé et complet, des propositions d'implantation peuvent être réalisées. Sur le SAGE Val Dhuy Loiret, au regard de l'objectif de réduction des concentrations en pesticides, une implantation en parallèle semble être la plus pertinente. néanmoins, cette implantation implique de déterminer la période et la personne en charge de la manœuvre des vannes et de s'assurer qu'elle est bien réalisée. Une approche par les têtes de bassin versant est conseillée afin de lutter contre la pression polluante au plus près de sa source, dans des petits cours d'eau qui ont une forte propension à enregistrer des concentrations élevées en raison de la faible dilution. Néanmoins, en cas de risque inondation important, le placement en aval offre un rôle intéressant de rétention, le dispositif constituerait alors un OR2 (figure 47).

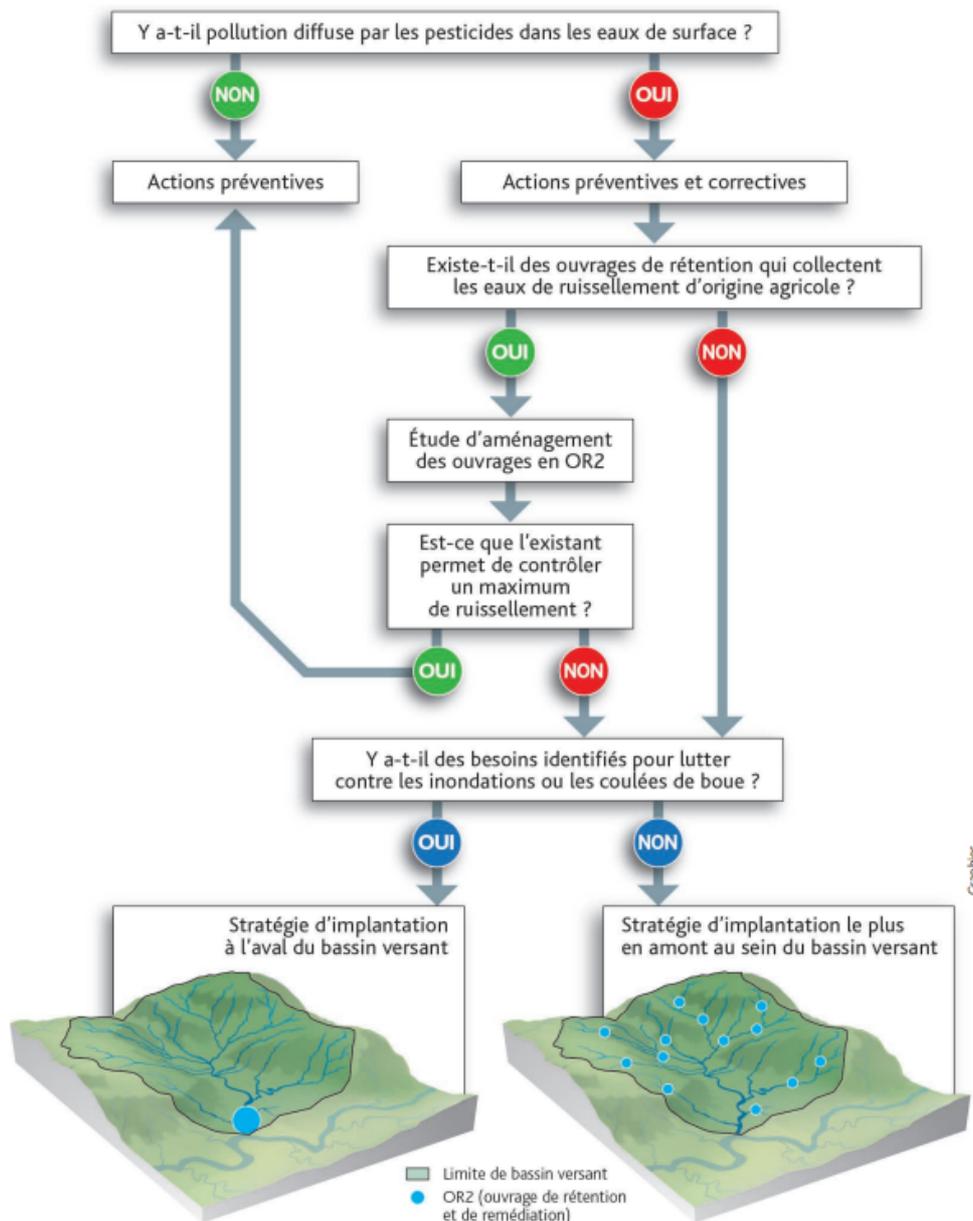


Figure 47 : Schéma des stratégies d'implantation d'un OR2 (Catalogne et Le Hénaff, 2017)

La ZTHA en parallèle peut être positionnée dans la bande enherbée, en bout ou dans un coin de parcelle, sur une friche, ... La ZTHA en série peut être placée dans le fossé si celui-ci n'est pas classé cours d'eau.

Le dimensionnement de la zone étant le critère déterminant de son efficacité puisqu'il conditionne le temps de résidence de l'eau, il est essentiel de correctement dimensionner la ZTHA. Pour ce faire, il est nécessaire de modéliser la quantité d'eau entrante dans la zone et en particulier des eaux de ruissellement dans le cas où la ZTHA recueille un écoulement concentré. En effet, les eaux de ruissellement peuvent court-circuiter la zone en la surchargeant donc en réduisant le temps de résidence de l'eau et en augmentant le débit.

L'aménagement du dispositif doit être fait avec des végétaux hygrophiles, notamment des macrophytes, qui sont des essences locales. Il faut se rapprocher de l'OFB (Office français pour la biodiversité) afin de ne pas avoir un développement de plantes exotiques et/ou envahissantes. Laisser la ZTHA se végétaliser spontanément lui permet de suivre sa propre trajectoire écologique en moyenne en 2 à 3 ans. Cependant, la végétaliser dès sa mise en place favorisera le développement de ses services écosystémiques et une adaptation rapide dans le paysage.

La méthode de suivi et d'évaluation du dispositif doit reposer sur un échantillonnage adapté à la dynamique de transfert temporelle des contaminants (annexe 10). Elle peut être réalisée par plusieurs biais, le plus fiable étant un échantillonnage automatique en continu à mettre en lien avec le débit afin de cerner les flux importants qui sont dilués pendant la saison de drainage. Cependant cette méthode est coûteuse. Il est aussi possible d'opter pour un échantillonnage ponctuel qui présente la limite majeure d'un manque de représentativité, en particulier si la dynamique de transfert suit la dynamique des débits (Carluier *et al.*, s.d. b).

2. Les contraintes réglementaires et techniques

La mise en place d'une ZTHA est soumise à plusieurs réglementations. Tout d'abord, elle est systématiquement soumise à une autorisation ou une déclaration auprès de la police de l'eau de la DDT. Selon la séquence éviter-réduire-compenser (ERC), il est interdit d'implanter une ZTHA sur une zone humide naturelle. Il est possible de restaurer une zone humide à des fins de remédiation mais des mesures compensatoires devront être mises en place. Dans le cas d'une implantation à proximité d'un cours d'eau ou d'une zone humide, la procédure Loi sur l'eau doit être suivie. Dans le périmètre des AAC, les affouillements et exhaussements de sols peuvent être interdits. En outre, une distance de sécurité doit être maintenue avec les élevages de volailles afin d'éviter la transmission par l'eau de la grippe aviaire aux oiseaux sauvages (CA Pays de la Loire, 2021).

Des démarches doivent être entreprises dans les cas suivants (*Ibidem*) :

- Ouvrage d'une hauteur et profondeur cumulées de plus de 2 mètres et dont la surface est supérieure ou égale à 100 m² : déclaration préalable
- Surface en eau supérieure à 1 hectare ou si le permis de construire ne comprend pas l'exhaussement et l'affouillement : étude d'impact auprès de la DREAL (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement)

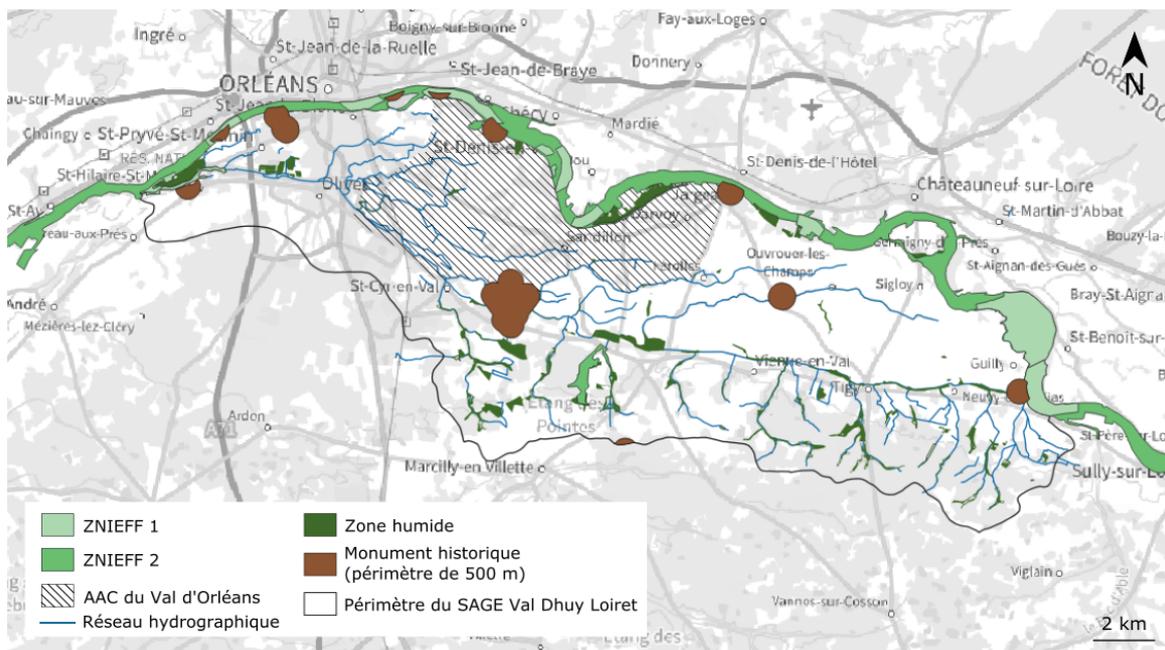
- Terrain privé : accord expresse du propriétaire et demande d'autorisation de pénétrer sur le terrain et de l'occuper temporairement
- Si le maître d'ouvrage est une collectivité : déclaration d'intérêt général
- Selon le Plan local d'urbanisme (PLU) : possible demande d'un permis de construire, d'aménager ou déclaration préalable

Certaines démarches sont spécifiques à l'implantation à proximité de sites remarquables d'intérêt écologique ou patrimonial (*Ibidem*) :

- Zone Natura 2000 : soumission d'une évaluation d'incidence à la DDT
- Proximité à un monument historique (moins de 500 mètres) : soumis à l'accord de l'architecte des bâtiments de France
- Site patrimonial remarquable : le Plan local d'urbanisme (PLU) est le document de référence indiquant la marche à suivre
- Secteurs sauvegardés, sites classés et réserves naturelles : soumission d'une étude d'impact à la DREAL

Le territoire du SAGE comporte de nombreuses zones humides qui ponctuent le linéaire des affluents en rive gauche du Dhuy. Aucune réserve naturelle régionale ne se situe sur le SAGE, une réserve naturelle nationale se situe à la confluence du Loiret avec la Loire. De plus, seule la rivière Loiret est classée site remarquable. Le sous bassin du Dhuy comprend deux châteaux et un moulin à vent classés monuments historiques. Enfin, les deux types de ZNIEFF (inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique) sont situés sur la Loire. L'Ousson et l'amont de la Marmagne constitueraient ainsi les cours d'eau les moins contraignants en termes de réglementation pour l'implantation d'une ZTHA (figure 48).

Contraintes réglementaires à l'implantation d'une ZTHA



Source : BD Topage, EP Loire, IGN, INPN
Réalisation : Léa Maitre, 2023

Figure 48 : Cartographie des contraintes réglementaires à l'implantation d'une ZTHA

La principale contrainte sur le territoire est l'acquisition de foncier. A l'heure actuelle, l'EP Loire ne dispose d'aucun foncier disponible pour installer une ZTHA et l'acceptabilité est mauvaise sur ce territoire principalement agricole. En effet, les différentes solutions de limitation des transferts de polluants (réduction des intrants, zones tampons, pulvérisateurs plus précis, ...) engendrent des coûts directs ou du manque à gagner (réduction de la surface cultivable) pour les agriculteurs (Ramos *et al.*, 2019). Cela nourrit souvent un sentiment d'injustice envers une profession essentielle pour l'alimentation 67 millions de Français, et premier moteur de croissance économique.

Ainsi, placer le dispositif dans la bande enherbée permettrait de concilier les intérêts des agriculteurs et les objectifs de l'EP Loire. Egalement, la retenue des matières en suspension par les ZTHA constitue un levier pour l'acceptabilité. Comme observé lors des prospections de terrain, certains drains sont visiblement obstrués et d'autres se retrouvent sous le niveau d'eau (figure 49) en raison d'un envasement qui a réhaussé le lit mineur. Le curage des cours d'eau étant soumis à réglementation, les plaintes concernant leur envasement sont nombreuses.



Figure 49 : Photographie d'un exutoire de drain sous le niveau d'eau (Maitre, 2023)

Néanmoins, les travaux de recalibrage effectués il y a 50 ans sur le bassin ont entraîné une faiblesse des débits toute l'année dans les affluents et un débit nul dès l'arrêt des précipitations, causant un « effet plan d'eau ». Ces cours d'eau pourraient donc bénéficier d'une restauration hydromorphologique qui leur rendrait certaines fonctions épuratoires. Mettre en œuvre ces travaux permettrait par la même occasion de dévier le réseau de drainage et mettre en place une ZTHA qui va traiter ses eaux. De cette manière, l'acceptabilité est meilleure puisqu'un seul projet est présenté et soumis à validation par tous les acteurs, il ne faut convaincre qu'une seule fois.

3. Retours d'expérience

Les taux d'abattement présentés dans la littérature sont très disparates et résultent de conditions très différentes d'une étude à l'autre (type de ZTHA, molécules, stratégie d'implantation, climat, ...). Par conséquent, il est difficile d'extrapoler ces données pour la mise en place d'une ZTHA sur le terrain, d'autant plus lorsque les conditions climatiques ne sont pas similaires. Ainsi, 8 structures françaises (association, communauté de communes, syndicats mixtes) ont été contactées pour obtenir un retour d'expérience sur les ZTHA implantées sur leur territoire (figure 50). Tous ces projets avaient comme objectif l'amélioration de la qualité de l'eau par la réduction des pesticides. Leur proximité géographique en fait des bassins versants comparable à celui du Loiret en raison de conditions climatiques et météorologiques similaires. Également, il est probable que les substances actives retrouvées dans les eaux superficielles de ces bassins soient, au moins pour une partie, les mêmes que celles retrouvées sur le SAGE Val Dhuy Loiret. De cette manière, leurs résultats permettent d'extrapoler et d'évaluer si la ZTHA est efficace sous nos conditions climatiques et si les molécules les plus problématiques sont bien éliminées dans ces dispositifs.

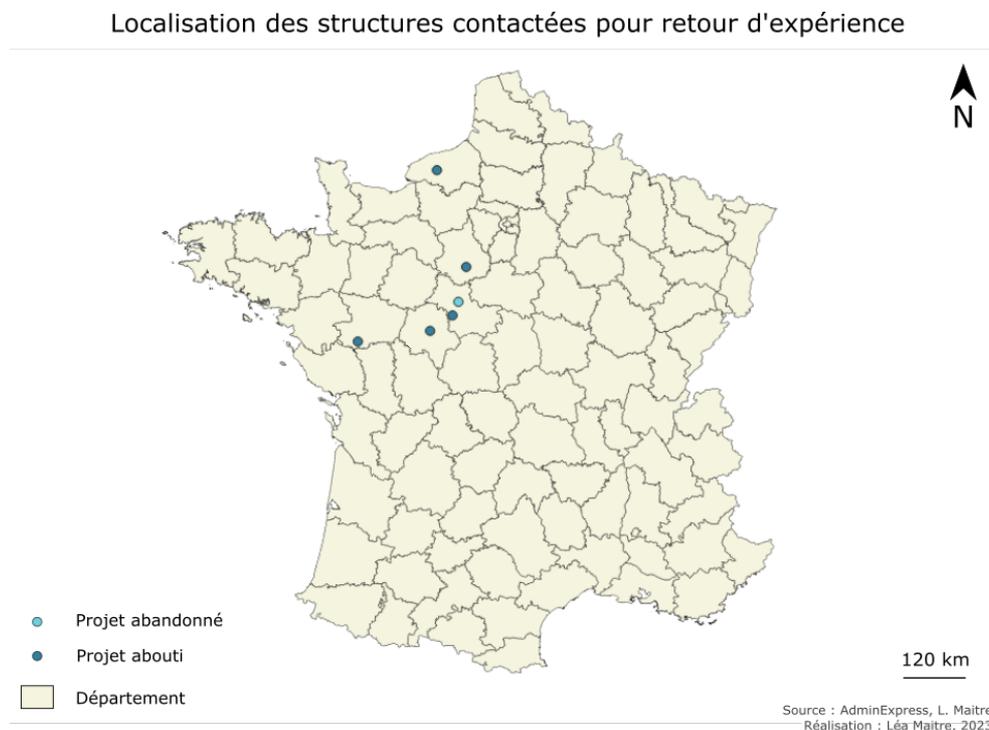


Figure 50 : Carte de la localisation des structures contactées pour retour d'expérience sur leurs ZTHA

Parmi ces 6 structures, le SieraVL (bassin versant du Coulon, Loir et Cher) a abandonné son projet qui consistait à restaurer une zone humide qui ne remplissait plus ses fonctions, en ZTHA. Le projet n'a pas abouti d'une part car le cours d'eau connaît des échanges trop importants avec la nappe d'accompagnement sous-jacente et aurait entraîné une contamination de la masse d'eau souterraine. D'autre part car l'implantation de la ZTHA sur une zone humide impliquait la mise en place de mesures compensatoires trop importantes.

L'AREAS a mis en place sa ZTHA sur le bassin versant de la Durdent (Normandie), elle représente un ratio de 1,5% pour un temps de résidence de 10 jours et traite des eaux de

ruissellement. Malheureusement, l'AREAS ne réalise pas de suivi sur la qualité de l'eau dans le dispositif et précise que seul un suivi biologique est réalisé par la fédération de chasse.

La chambre d'agriculture d'Eure et Loir a réalisé son projet sur bassin versant de l'Ozanne. La ZTHA, d'une capacité maximale de 315 m³, traite les eaux de drainage de 5 hectares, soit un ratio légèrement inférieur à 1%. Cette première rapporte que les résultats ne sont pas concluants depuis la mise en place, 3 ans auparavant. Le suivi de la qualité de l'eau est réalisé depuis fin 2020, les résultats entre l'entrée et la sortie sont très proches. Certaines molécules connaissent une hausse de leur concentration entre l'entrée et la sortie, elles sont soit remobilisées soit apportées par les eaux de ruissellement. Par ailleurs, la végétation n'a pas encore totalement colonisé la zone, ce qui peut en partie expliquer la faible efficacité du dispositif.

Le syndicat mixte pour l'alimentation en eau potable du Val de Cisse (Loir et Cher) a achevé en 2022 les travaux de 4 ZTHA, rendant le projet trop récent pour obtenir un retour d'expérience.

L'agglomération du Choletais, qui a mis en place une ZTHA dans le but de protéger le captage AEP du Ribou-Verdon (Maine et Loire), n'a pas répondu suite à la prise de contact.

Enfin, le syndicat des Vals de Vienne (Indre et Loire) a mis en place une ZTHA de 2500 m² installée en série qui traite les eaux de drainage et de ruissellement de 25 hectares, le ratio est donc d'1%. Malgré un objectif de réduction des pesticides, la ZTHA a été implantée en série afin d'avoir un meilleur ratio et éviter la manœuvre de vannes. En effet, l'implantation en parallèle nécessite plus de place et aurait donné un ratio de 0,8%. Le dispositif a été implanté dans un fossé qui a été décaissé en largeur, la cote du fossé a été gardée, ce qui octroie à la ZTHA un fond en pente douce.

La zone a été colonisée par la végétation en 2 à 3 ans, les berges avaient été végétalisées avec des hélrophytes lors des travaux afin de les stabiliser. Aucun suivi de qualité de l'eau n'est fait au niveau du dispositif, seulement un à l'aval du bassin versant. La principale raison est le coût, afin d'avoir des résultats fiables il faudrait un échantillonneur automatique qui est particulièrement coûteux. Par ailleurs, aucune amélioration significative n'a été enregistrée à la station de suivi en aval. Cependant, une amélioration sur la turbidité est observable entre l'entrée et la sortie du dispositif, ce qui indique l'enclenchement du processus de sédimentation. Des surcreusements ont été réalisés afin de former 3 mares successives qui retiennent encore de l'eau en été, la ZTHA n'est donc pas complètement à sec (figure 51).



Figure 51 : Photographies d'une ZTHA sur le bassin versant de la Manse, Indre et Loire (Maitre, 2023)

Ainsi, l'ensemble de ces retours d'expérience montre la difficulté à transposer une solution d'ingénierie écologique du monde scientifique vers la réalité du terrain. Les contraintes sont souvent nombreuses, en particulier foncières et financières, et il reste compliqué de clairement évaluer l'efficacité de ces dispositifs pour la réduction des transferts de pesticides.

V. Conclusion

La réduction du transfert de contaminants des parcelles agricoles vers les eaux de surface reste une thématique complexe bien qu'essentielle à la protection de l'eau, de la rivière jusqu'à l'estuaire. De nombreux plans d'actions ont été mis en place dans ce sens à plusieurs échelles. La principale solution à déployer à large échelle est la promotion d'une agriculture durable, moins consommatrice d'intrants. En complément de ces mesures, les solutions fondées sur la nature font leur apparition depuis la fin du 20^e siècle pour la rétention et la remédiation des flux de contaminants de multiples origines. Parmi celles-ci, les zones tampons humides artificielles gagnent de l'intérêt en France dans la lutte contre la pollution diffuse d'origine agricole. Ces dispositifs permettent de répondre à de nombreux besoins et sont adaptables aux spécificités de multiples territoires.

Sur le bassin versant du Loiret, le remembrement agricole et l'assainissement des terres hydromorphes par le réseau de drainage a entraîné le transfert rapide de pesticides vers les eaux superficielles. Cette dégradation des eaux met en péril les eaux souterraines, alimentées par un système de drains karstiques mal connu. Ces eaux souterraines sont notamment exploitées pour l'alimentation en eau potable de 150 000 habitants de l'agglomération orléanaise. Il est ainsi crucial de retrouver et maintenir une bonne qualité de l'eau en surface afin d'assurer la qualité de la ressource en eau potable. En complément de mesures de promotion des bonnes pratiques agricoles et de réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires, une réflexion s'initie sur la mise en place de ZTHA.

Ces dispositifs montrent des résultats très disparates, avec des taux d'abattement allant de valeurs négatives jusqu'à 100%. Les causes exactes de cette hétérogénéité ne sont pas encore parfaitement comprises. Ainsi, il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats sur le bassin du Loiret, ni d'attester si la ZTHA constitue une solution efficace ou non. Il semblerait que même si l'élimination des molécules n'est pas effective, leur rôle de rétention permet de d'étaler les flux et d'éviter les pics de concentration. De cette manière, ce dispositif peut permettre d'atteindre les objectifs fixés de respecter les seuils de potabilisation, dans la mesure où les eaux présentent des concentrations qui dépassent rarement ces seuils.

Bibliographie

Banas, D., Limousy, L., Bennici, S., Dauchy, X., Conseil, G. et Pierlot, F. (2022), « Phytobioret : les biochars, un outil pour améliorer la qualité des eaux de drainage agricoles ? », 50e congrès du Groupe Français de recherche sur les Pesticides (GFP), Namur, 18-20 mai 2022.

BD LISA (2016), « Calcaires d'Etampes du Rupélien (Oligocène inf.) du Bassin Parisien, [en ligne], consulté le 02/08/2023 à l'URL https://sigescen.brgm.fr/files/FichesBDLISA/LISA_107AF.pdf

Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R. et Vondracek, B. (2009), « Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review », *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 39, p. 909-1001.

Bossard, P. (2016), « Qu'est-ce qu'une pollution diffuse ? », *Espaces naturels*, n°56.

Braschi, I., Blasioli, S., Lavrnić, S., Buscaroli, E., Di Prodi, K., Solimando, D. et Toscano, A. (2021), « Removal and fate of pesticides in a farm constructed wetland for agricultural drainage water treatment under Mediterranean conditions (Italy) », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 29, p. 7283-7299.

Bravard, J.-P. et Petit, F. (1997), *Les cours d'eau, dynamique du système fluvial*, Armand Colin, Paris, Collection U, 222 p.

Carluer, N., Catalogne, C., Dages, C. et Tournebize, J. (2017), « Aménager le territoire et gérer les aménagements : les zones tampons sèches et humides, les fossés pour lutter contre les pollutions diffuses par les produits phytosanitaires dans les aires de captage », *Innovations Agronomiques*, vol. 57, p. 117-139.

Carluer, N., Catalogne, C., Liger, L., Morbois, C., Ouvry, J.-F., Pierlot, F. et Tournebize, J. (s.d. a), *Zones tampons : limiter les transferts de contaminants – module 2*, OFB et INRAE, formation en ligne disponible sur <https://elearning.ofb.fr/>

Carluer, N., Liger, L., Margoum, C., Morbois, C., Ouvry, J.-F., Pierlot, F. et Tournebize, J. (s.d. b), *Zones tampons : limiter les transferts des contaminants – module 1*, OFB et INRAE, formation en ligne disponible sur <https://elearning.ofb.fr/>

Carstensen, M.V., Hashemi, F., Hoffman, C.C., Zak, D., Audet, J. et Kronvang, B. (2020), « Efficiency of mitigation measures targeting nutrient losses from agricultural drainage systems: A review », *Ambio*, vol. 49, p. 1820-1837.

Catalogne, C. et Le Hénaff, G. (2017), « Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole », Agence française pour la biodiversité, Irstea, version août 2017, 68 pages.

Chambre d'Agriculture du Loiret et Géo-hyd (2014a), « Etude sur le périmètre du SAGE Val Dhuy Loiret afin de réduire les pollutions diffuses et localisées » - Rapport de l'étape 1 : phase 1 et 2, 126 p.

Chambre d'Agriculture du Loiret et Géo-hyd (2014b), « Etude sur le périmètre du SAGE Val Dhuy Loiret afin de réduire les pollutions diffuses et localisées » - Rapport de l'étape 2 : diagnostic des pressions agricoles et non agricoles, 120 p.

Chambres d'agriculture des Pays de la Loire (2021), « Fiche n°7 – La zone tampon humide artificielle (ZTHA) », novembre 2021, 6 pages.

Circulaire DCE n° 2005-12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du « bon état » et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plan d'eau), en application de la directive européenne 2000/60/DCE du 23 octobre 2000, ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007), BOMEDD n° 05/19 du 15 octobre 2005.

CLE (2015), *Schéma d'aménagement et de gestion des eaux du Val Dhuy Loiret*, [en ligne], consulté le 09/08/2023 à l'URL <https://www.calameo.com/read/00257638043bb40f38a9e>

Code de la santé publique, Arrêté du 11/01/2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique, JO n° 31 du 6 février 2007.

Dumas, J. (2017), *Cycles biogéochimiques – Cycle de l'azote*, YouTube, 4 min, [en ligne], consulté le 06/08/2023 à l'URL <https://youtu.be/Qqxhmwy84tM>

Eau France (s.d.), *Masse d'eau fortement modifiée*, [en ligne], consulté le 01/08/2023 à l'URL <https://www.eaufrance.fr/glossaire/masse-deau-fortement-modifiee>

Gaillard, J., Thomas, M., Iuretig, A., Pallez, C., Feidt, C., Dauchy, X. et Banas, D. (2016), « Barrage fishponds: Reduction of pesticide concentration peaks and associated risk of adverse ecological effects in headwater streams », *Journal of Environmental Management*, vol. 169, p. 261-271.

Gaullier, C. (2018), *Influence de l'hydraulique sur l'efficacité des zones tampons végétalisées à réduire les teneurs en pesticides et métabolites en sortie de drains agricoles*, Thèse de doctorat, Université de Lorraine, 262 p.

Géoconfluences (2022), *Remembrement*, [en ligne], consulté le 08/08/2023 à l'URL <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/remembrement>

Géoconfluences (2023), *Bassin versant*, [en ligne], consulté le 07/08/2023 à l'URL <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/bassins-versants-ressource-en-eau-et-frontieres>

Gesteau (2022a), *Qu'est-ce qu'un SDAGE ?*, [en ligne], consulté le 29/07/2023 à l'URL <https://www.gesteau.fr/presentation/sdage>

Gesteau (2022b), *Qu'est-ce qu'un SAGE ?*, [en ligne], consulté le 29/07/2023 à l'URL <https://www.gesteau.fr/presentation/sage>

Gregoire, C., Elsaesser, D., Huguenot, D., Lange, J., Lebeau, T., Merli, A., Mose, R., Passeport, E., Payraudeau, S., Schütz, T., Schulz, R., Tapia-Padilla, G., Tournebize, J., Trevisan, M. et Wanko, A. (2008), « Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems », *Environmental Chemistry Letters*, vol. 7, n°3, p. 205-231.

Gutowski, L., Olsson, O., Leder, C. et Kümmerer, K. (2015), « A comparative assessment of the transformation products of S-metolachlor and its commercial product Mercantor Gold® and their fate in the aquatic environment by employing a combination of experimental and *in silico* methods », *Science of the Total Environment*, vol. 506-507, p. 369-379.

Hu, Y., Xiao, R., Kuang, B., Hu, Y., Wang, Y., Bai, J., Wang, C., Zhang, L., Wei, Z., Zhang, K., Jorquera, M.A., Acuña, J.J. et Pan, W. (2022), « Application of modified biochar in the treatment of pesticide wastewater by constructed wetland », *Water*, vol. 14, n°3889.

INSEE (2021), « La France et ses territoires », édition 2021, [en ligne], consulté le 10/08/2023 à l'URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/5039859?sommaire=5040030>

Ioannidou, V. et Stefanakis, A.I. (2020), « The use of constructed wetlands to mitigate pollution from agricultural runoff » in Naeem, M., Ansari, A. et Gill, S. (eds) *Contaminants in agriculture*, p. 233-246, Springer.

Kchouk, S., Vincent, B., Tournebize, J., Imache, A., Billy, C. et Bouarfa, S. (2015), « Les zones tampons humides artificielles pour réduire les pollutions des nappes par les pesticides issus des réseaux de drainage : une innovation en marche ? », *Sciences Eaux & Territoires*, vol. 17, p. 30-33.

Larousse (s.d.), *Pollution*, [en ligne] consulté le 15/08/2023 à l'URL <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/pollution/62217>

Le Cor, F., Slaby, S., Dufour, V., Iuretig, A., Feidt, C., Dauchy, X. et Banas, D. (2021), « Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations », *Science of the Total Environment*, vol. 788, n°147715.

Lizama, K.A., Fletcher, T.D. et Sun, G. (2011), « Removal processes for arsenic in constructed wetlands », *Chemosphere*, vol. 84, p. 1032-1043.

Lizotte, R., Locke, M.A. et Testa, S. (2014), « Influence of varying nutrient and pesticide mixtures on abatement efficiency using a vegetated free water surface constructed wetland mesocosm », *Chemistry and Ecology*, vol. 30, n°3, p. 280-294.

Maiga, Y., Von Sperling, M. et Mihelcic, J. (2017), « Constructed Wetlands » in Rose, J.B. et Jiménez-Cisneros, B. (eds) *Global Water Pathogens Project, Part 4: Management Of Risk from Excreta and Wastewater*, Michigan State University, UNESCO.

Newman, J.R., Duenas, M., Acreman, M., Palmer-Felgate, E., Verhoeven, J.T.A., Scholz, M. et Maltby, E. (2015), « Do on-farm natural, restored, managed and constructed wetlands mitigate agricultural pollution in Great Britain and Ireland? A systematic review », Final report WT0989, Department for Environment Food and Rural Affairs, 81 p.

Nottingham, E.R. et Messer, T.L. (2021), « A literature review of wetland treatment systems used to treat runoff mixtures containing antibiotics and pesticides from urban and agricultural landscapes », *Water*, vol. 13, n°3631.

ONEMA et IRSTEA (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 », version 3, rapport final, 60 p.

Pierlot, F., Schott, F-X. et Goetghebeur, P. (2020), « Évaluation du pouvoir épurateur des zones tampons humides artificielles en sortie de drainage en contexte lorrain », *Sciences Eaux & Territoires*, n°32, p. 52-61.

Ramos, A., Whelan, M.J., Guymer, I., Villa, R. et Jefferson, B. (2019), « On the potential of on-line free-surface constructed wetlands for attenuating pesticide losses from agricultural land to surface waters », *Environmental Chemistry*, vol. 16, n°8.

Remongin, X. (2022), *Le plan Ecophyto, qu'est-ce que c'est ?*, Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, [en ligne], consulté le 03/08/2023 à l'URL <https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest>

SDES (2022), *Les zones humides en France – Synthèse des connaissances en 2022*, [en ligne], consulté le 08/08/2023 à l'URL <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/les-zones-humides-en-france-synthese-des-connaissances-en-2022>

Seguin, L. et Tournebize, J. (2021), « Biodiversité et services écosystémiques des zones tampons humides artificielles de Rampillon (Seine-et-Marne), *Sciences Eaux & Territoires*, Cahier spécial n°5, p. 12-19.

Singh, S., Kaushik, A. et Sharma, B.K. (2022), « A study of nutrient removal efficiency from simulated agriculture run-off (SAR) using constructed wetland technology », *Nature Environment and Pollution Technology*, vol. 21, n°3, p. 1367-1374.

Tournebize, J., Henine, H. et Chaumont, E. (2020), « Gérer les eaux de drainage agricole : du génie hydraulique au génie écologique », *Sciences Eaux & Territoires*, vol. 2, n°32, p. 32-41.
Vallée, R. (2015), « Efficacité de zones tampons humides à réduire les teneurs en pesticides des eaux de drainage », Thèse de doctorat, Université de Lorraine, 230 p.

Vymazal, J. et Brezinová, T. (2014), « The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review », *Environmental International*, vol. 15, p. 11-20.

Xicluna, P. (2021), *Maîtrise des produits phytosanitaires (pesticides)*, Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, [en ligne], consulté le 02/08/2023 à l'URL <https://agriculture.gouv.fr/maitrise-des-produits-phytosanitaires-pesticides>

Annexes

Annexe 1 : Liste des substances « prioritaires » et « dangereuses prioritaires » selon les NQE de la DCE (Directive n° 2008/105/CE du 16 décembre 2008)

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
N°	Nom de la substance	Numéro CAS ⁽¹⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Autres eaux de surface	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Autres eaux de surface	NQE Biote ⁽¹²⁾
(1)	Alachlore	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	
(2)	Anthracène	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1	
(3)	Atrazine	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0	
(4)	Benzène	71-43-2	10	8	50	50	
(5)	Diphényléthers bromés ⁽⁵⁾	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085
(6)	Cadmium et ses composés (suivant les classes de dureté de l'eau) ⁽⁶⁾	7440-43-9	≤ 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	0,2	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	
(6 bis)	Tétrachlorure de carbone ⁽⁷⁾	56-23-5	12	12	sans objet	sans objet	
(7)	Chloroalcane C10-13 ⁽⁸⁾	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	
(8)	Chlorfenvin- phos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	
(9)	Chlorpyrifos (éthylchlorpyri- fos)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	
(9 bis)	Pesticides cyclodiènes: Aldrine ⁽⁷⁾ Dieldrine ⁽⁷⁾ Endrine ⁽⁷⁾ Isodrine ⁽⁷⁾	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Σ = 0,01	Σ = 0,005	sans objet	sans objet	

(9 ter)	DDT total (7), (8)	sans objet	0,025	0,025	sans objet	sans objet	
	para-para-DDT (7)	50-29-3	0,01	0,01	sans objet	sans objet	
(10)	1,2-dichloroéthane	107-06-2	10	10	sans objet	sans objet	
(11)	Dichlorométhane	75-09-2	20	20	sans objet	sans objet	
(12)	Di(2-ethylhexyle)-phthalate (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	sans objet	sans objet	
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	
(14)	Endosulfan	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	
(15)	Fluoranthène	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30
(16)	Hexachlorobenzène	118-74-1			0,05	0,05	10
(17)	Hexachlorobutadiène	87-68-3			0,6	0,6	55
(18)	Hexachlorocyclohexane	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0	
(20)	Plomb et ses composés	7439-92-1	1,2 (13)	1,3	14	14	
(21)	Mercure et ses composés	7439-97-6			0,07	0,07	20
(22)	Naphtalène	91-20-3	2	2	130	130	
(23)	Nickel et ses composés	7440-02-0	4 (13)	8,6	34	34	
(24)	Nonylphénols (4-nonylphénol)	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0	
(25)	Octylphénols (4-(1,1',3,3'-tétraméthylbutyl)-phénol)	140-66-9	0,1	0,01	sans objet	sans objet	
(26)	Pentachlorobenzène	608-93-5	0,007	0,0007	sans objet	sans objet	

(27)	Pentachloro-phénol	87-86-5	0,4	0,4	1	1	
(28)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ⁽¹⁾	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet	
	Benzo(a)pyrène	50-32-8	$1,7 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-4}$	0,27	0,027	5
	Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11
	Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11
	Benzo(g,h,i)perylène	191-24-2	voir note 11	voir note 11	$8,2 \times 10^{-3}$	$8,2 \times 10^{-4}$	voir note 11
	Indeno(1,2,3-cd)-pyrène	193-39-5	voir note 11	voir note 11	sans objet	sans objet	voir note 11
(29)	Simazine	122-34-9	1	1	4	4	
(29 bis)	Tétrachloro-éthylène (?)	127-18-4	10	10	sans objet	sans objet	
(29 ter)	Trichloro-éthylène (?)	79-01-6	10	10	sans objet	sans objet	
(30)	Composés du tributylétain (tributylétain-cation)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	

(31)	Trichlorobenzène	12002-48-1	0,4	0,4	sans objet	sans objet	
(32)	Trichlorométhane	67-66-3	2,5	2,5	sans objet	sans objet	
(33)	Trifluraline	1582-09-8	0,03	0,03	sans objet	sans objet	
(34)	Dicofol	115-32-2	$1,3 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-5}$	sans objet ⁽¹⁰⁾	sans objet ⁽¹⁰⁾	33
(35)	Acide perfluorooctane-sulfonique et ses dérivés (perfluorooctane-sulfonate PFOS)	1763-23-1	$6,5 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	36	7,2	9,1
(36)	Quinoxyfène	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54	
(37)	Dioxines et composés de type dioxine	Voir note de bas de page 10 de l'annexe X de la directive 2000/60/CE			sans objet	sans objet	Somme de PCDD + PCDF + PCB-TD 0,0065 µg.kg ⁻¹ TEQ ⁽¹⁴⁾
(38)	Aclonifène	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012	
(39)	Bifénox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004	
(40)	Cybutryne	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016	
(41)	Cyperméthrine	52315-07-8	8×10^{-5}	8×10^{-6}	6×10^{-4}	6×10^{-5}	
(42)	Dichlorvos	62-73-7	6×10^{-4}	6×10^{-5}	7×10^{-4}	7×10^{-5}	
(43)	Hexabromocyclododécane (HBCDD)	Voir note de bas de page 12 de l'annexe X de la directive 2000/60/CE	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
(44)	Heptachlore et époxyde d'heptachlore	76-44-8/ 1024-57-3	2×10^{-7}	1×10^{-8}	3×10^{-4}	3×10^{-5}	$6,7 \times 10^{-3}$
(45)	Terbutryne	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034	

Annexe 2 : Tableau des indices de solubilité, mobilité et temps de demi-vie des substances actives (Vallée, 2015)

Solubilité à 20–30 °C (mg.L⁻¹)	
Insoluble < 1	Quinoxyfen
Faiblement soluble 1–100	Azoxystrobin, cyprodinil, fludioxonil, mancozeb, penconazole, procymidone, tébuconazole, vinclozolin
Soluble 100–10 000	Metalaxyl, propiconazole, pyrimethanil
Très soluble > 10 000 mg	
Temps de demi-vie (DT₅₀) dans les sols (jours)	
Faible persistance < 30	Cyprodinil, mancozeb, metalaxyl, procymidone, propiconazole, pyrimethanil, quinoxyfen, vinclozolin
Persistance modérée 30–100	Azoxystrobin, cyprodinil, fludioxonil, metalaxyl, procymidone, propiconazole, pyrimethanil, quinoxyfen.
Haute persistance > 100	Fludioxonil, penconazole, pyrimethanil, quinoxyfen, tébuconazole
Pesticide mobilité (K_{oc}; mL g⁻¹)^a	
Très mobile < 15	
Mobile 15–74	Metalaxyl
Modérément mobile 75–499	Procymidone, pyrimethanil, vinclozoline
Faiblement mobile 500–4000	Azoxystrobin, cyprodinil, mancozeb, tébuconazole, vinclozoline, penconazole, propiconazole, pyrimethanil
Non-mobile > 4000	Fludioxonil, quinoxyfen
^a Mobilité en accord avec la classification SSLRC (Soil Survey and Land Research Centre, Cranfield University, UK)	

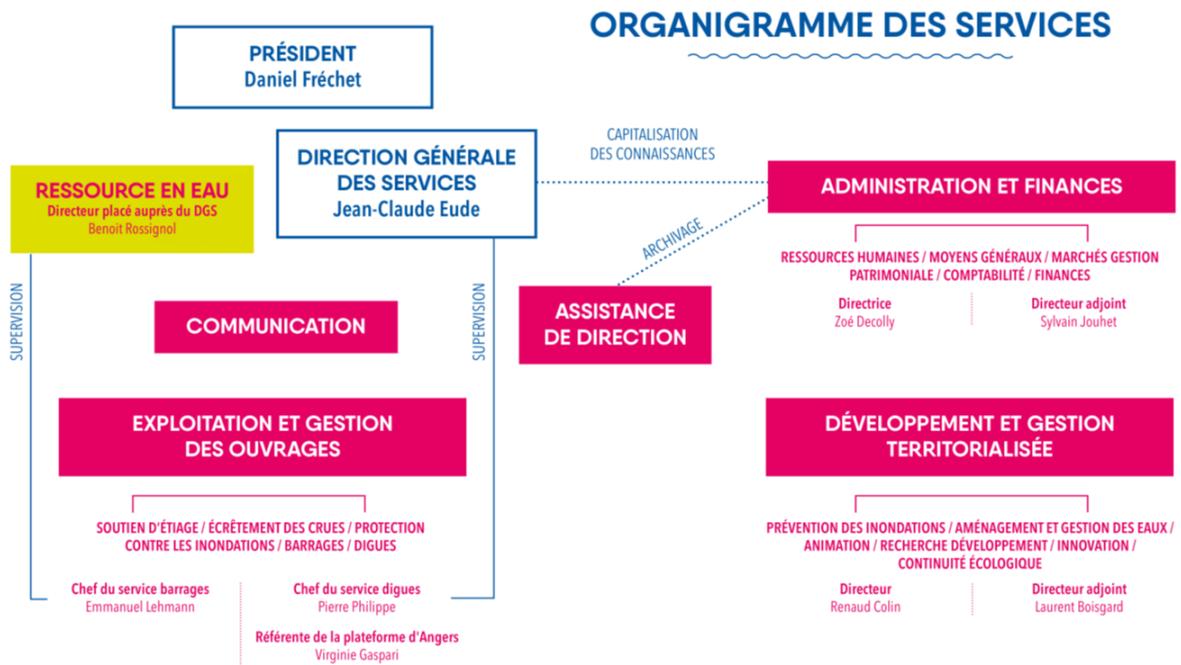
Annexe 3 : Tableau du lieu d'implantation, des caractéristiques principales et des taux d'abattement de ZTHA étudiées dans la littérature internationale (Vallée, 2015)

Références	Sites	Type	Végétation	Dimensions (m)	Surface : Volume (m ² : m ³)	Surface parcelle (ha)	Ratio* (m ² /ha : m ³ /ha)	Pesticides (abattement en %)
Blankenberg et al. (2006)	Grautholen, Norvège	CW Ruissellement	Oui	100 × 8,4	840 : n.d.	22	0,38 : n.d.	Fenpropimorph (14-67) ; linuron (19-40), metalaxyl (3-30), metamitron (7-57), metribuzin (-11-41), propachlor (13-25), propiconazole (10-36).
	Lier, Norvège	Fossé Ruissellement	oui	8 fossés : 40 × 3 m	1200 : n.d.	80	0,15 : n.d.	Fenpropimorph (47), linuron (3), metalaxyl (19), metamitron (11), metribuzine (3), propiconazole (15).
Budd et al. (2009)	Stanislaus Country, Californie, USA	CW Ruissellement	Oui	450 m long	23000 : n.d.	450	0,51 : n.d.	Bifenthrine (98), chlorpyrifos (98), cyhalothrine (98), cyperméthrine (97), diazinon (92), esfenvalerate (100), perméthrine (100).
		CW Ruissellement	Oui	720 m long	25000 : n.d.	450	0,56 : n.d.	Bifenthrine (95), chlorpyrifos (93), cyhalothrine (99), cyperméthrine (95), diazinon (68), esfenvalerate (99), perméthrine (99).
Maillard et al. (2011)	Rouffach Alsace, France	CW Ruissellement	Oui	18 × 13 + 8 × 13	319 : 1500	42,7	0,07 : 35,1	Azoxystrobin (93), cymoxanil (100), cyprodinil (77), diméthomorph (76-100), diuron (57-72), glufosinate (100), glyphosate (77-100), AMPA (10-59), isoxaben (64-100), lresoxim methyl (100), metalaxyl (56-73), pyrimethanil (57), simazine (36-60), terbuthylazine (100), tetraconazole (50).

Références	Sites	Type	Végétation	Dimensions (m)	Surface : Volume (m ² : m ³)	Surface parcelle (ha)	Ratio (m ² /ha : m ³ /ha)	Pesticides (abattement en %)
Maillard et Imfeld (2014)	Rouffach Alsace, France	Cw Ruissellement	Oui	18 × 13 + 8 × 13	319 : 1500	42,7	0,07 : 35,1	AMPA (84), cyazofamid (100), fludioxonil (-1264), glyphosate (99), kresoxim-methyl (67), metalaxyl (82), pyrimethanil (45), spiroxamine (89), tetraconazole (93).
Passeport et al. (2013)	Bray, France	Foret humide tampon Drainage	Oui		1600 : n.d.	46	0,35 : n.d.	Aclonifen (43), atrazine (53), chlortoluron (72), chlorothalonil (53), cyproconazole (-32), diflufenican (56), époxiconazole (76), ethofumesate (80), fenprodiol (16), isoproturon (43), mefenpyr-dietyl (70), metazachlor (33), napropamide (67), prosulfocarb (100), S-metolachlor (77), tébuconazole (70).
	Bray, France	CW Drainage	Oui		1280 : 330	46	0,28 : 7,2	Aclonifen (80), atrazine (64), chlortoluron (84), chlorothalonil (79), cyproconazole (44), diflufenican (75), époxiconazole (71), ethofumesate (96), fenprodiol (50), isoproturon (45), mefenpyr-dietyl (80), metazachlor (70), napropamide (65), prosulfocarb (93), S-metolachlor (80), tébuconazole (86).
Schulz et Peall (2001)	Lourens River, Western Cape, Afrique du Sud	CW Ruissellement	oui	134 × 36 m	4400 : n.d.	43	1,02 : n.d.	Azinphos-methyl (77-93), chlorpyrifos (100), prothiofos (100).

Références	Sites	Type	Végétation	Dimensions (m)	Surface : Volume (m ² : m ³)	Surface parcelle (ha)	Ratio (m ² /ha : m ³ /ha)	Pesticides (abattement en %)
Tournebize et al. (2013)	Aulnoy, France	Mare (860m ²) + Réservoir (3305 m ²) Drainage	Oui		4165 : 9000	36	1,16 : 250	Aclonifen (100), azoxystrobine (100), chlortoluron (-32), époxiconazole (83), iprodione (-35), isoproturon (50), S-metolachlor (16), premdimethaline (100), tebuconazole (100).
	Bray, France	CW Drainage	Oui		1280 : 330	46	0,28 : 7,2	Aclonifen (84), chlortoluron (86), diflufenican (58), époxiconazole (72), isoproturon (53), metazachlor (66), napropamide (56), prosulfocarb (73), S-metolachlor (87), tébuconazole (61).
Rose et al. (2006)	New South Wales, Australie	2 mares Ruissellement	Oui	100 m ² (10×10×1 m) + 200 m ² (10×20×0,5m)	300 : 200	30	0,10 : 6,7	Aldicarb (15-90), diuron (27-55), endosulfan (32), fluometuron (0-34).

Annexe 4 : Organigramme des services (<https://www.eptb-loire.fr/services/agents/>)



Un territoire en action...
 Pour la reconquête et la préservation de l'eau !



LE CONTRAT TERRITORIAL DHUY LOIRET 2016/2020



Ce programme d'actions est une déclinaison opérationnelle du SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) Val Dhuy Loiret. Engagé à l'échelle du territoire du SAGE (330 km²), cet outil financier permet la mise en place par des maîtres d'ouvrage diversifiés, d'actions coordonnées engagées dans un cadre commun et cohérent.



VOLET MILIEUX AQUATIQUES

Maîtrise d'ouvrage :
**SYNDICAT INTERCOMMUNAL
 DU BASSIN DU LOIRET**
 Coût prévisionnel :
3 000 000 €



VOLET POLLUTIONS DIFFUSES

Maîtrise d'ouvrage :
**CHAMBRE D'AGRICULTURE
 DU LOIRET**
 Coût prévisionnel :
550 000 €



VOLET ZONES HUMIDES

Maîtrise d'ouvrage :
**MAISON DE LOIRE
 DU LOIRET**
 Coût prévisionnel :
450 000 €



**CONTRAT
TERRITORIAL AVEC
UNE ANIMATION
GÉNÉRALE PAR
L'ÉTABLISSEMENT
PUBLIC LOIRE**

☎ 02 46 47 03 05 • ✉ contact@sage-val-dhuy-loiret.fr



Annexe 6 : Limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (arrêté du 11 janvier 2007)

« PARAMÈTRES	LIMITES de qualité	UNITÉS
Ammonium	4	mg/ L
Arsenic	100	µg/ L
Bore (1)	1,5	mg/ L
Cadmium	5	µg/ L
Carbone organique total (COT) (2)	10	mg/ L
Chlorures	200	mg/ L
Chrome total	50	µg/ L
Couleur (Pt)	200	mg/ L
Cyanures totaux	50	µg/ L
Entérocoques intestinaux	10 000/100 mL	
Escherichia coli	20 000/100 mL	
Fluorures	1,5	mg/ L
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : Somme des composés suivants : fluoranthène, benzo [b] fluoranthène, benzo [k] fluoranthène, benzo [a] pyrène, benzo [g, h, i] pérylène et indéno [1,2,3-cd] pyrène.	1	µg/ L
Indice hydrocarbures	1	mg/ L
Indice hydrocarbures	1	mg/ L
Mercure	1	µg/ L
Nickel	20	µg/ L
Nitrates pour les eaux souterraines	100	mg/ L
Nitrates pour les eaux superficielles	50	mg/ L
Par substance individuelle, y compris les métabolites pertinents	2	µg/ L
Total des pesticides et métabolites pertinents (3)	5	µg/ L
Plomb	50	µg/ L
Sélénium (4)	20	µg/ L
Sodium	200	mg/ L
Somme des substances alkylées per et polyfluorées (5)	2	µg/ L
Sulfates	250	mg/ L
Taux de saturation en oxygène dissous pour les eaux superficielles (6)	> 30	%

Annexe 7 : Limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (arrêté du 11 janvier 2007)

« A. Paramètres microbiologiques

PARAMÈTRES	LIMITES DE QUALITÉ (unités)
Escherichia coli (E. coli)	0/100 mL
Entérocoques intestinaux	0/100 mL

B. Paramètres chimiques

PARAMÈTRES	LIMITES DE QUALITÉ	UNITÉS	NOTES
Acides haloacétiques	60	µg/ L	On entend la somme des 5 paramètres suivants : acides chloroacétique, dichloroacétique, trichloroacétique, bromoacétique et dibromoacétique.
Acrylamide	0,10	µg/ L	
Antimoine	10	µg/ L	
Arsenic	10	µg/ L	
Benzène	1,0	µg/ L	
Benzo [a] pyrène	0,010	µg/ L	
Bisphénol A	2,5	µg/ L	
Bore	1,5	mg/ L	La limite de qualité est fixée à 2,4 mg/ L lorsque l'eau dessalée est la principale ressource en eau utilisée ou dans les zones géographiques où les conditions géologiques pourraient occasionner des niveaux élevés de bore dans les eaux souterraines

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	0,10	µg/ L	Pour la somme des composés suivants : benzo [b] fluoranthène, benzo [k] fluoranthène, benzo [ghi] pérylène, indéno [1,2,3-cd] pyrène
Mercure	1,0	µg/ L	
Total microcystines	1,0	µg/ L	Par total microcystines, on entend la somme de toutes les microcystines quantifiées, en considérant l'ensemble des variants, intra et extracellulaires. La limite de qualité s'applique uniquement pour les eaux d'origine superficielle.
Nickel	20	µg/ L	
Nitrates	50	mg/ L	La somme de la concentration en nitrates divisée par 50 et de celle en nitrites divisée par 3 doit rester inférieure ou égale à 1.
Nitrites	0,50	mg/ L	La somme de la concentration en nitrates divisée par 50 et de celle en nitrites divisée par 3 doit rester inférieure ou égale à 1. En sortie des installations de traitement, la limite de qualité en nitrites doit être inférieure ou égale à 0,10 mg/ L.
Bromates	10	µg/ L	La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection.
Cadmium	5,0	µg/ L	
Chlorates	0,25	mg/ L	La limite de qualité est fixée à 0,70 mg/ L lorsqu'une méthode de désinfection des eaux destinées à la consommation humaine qui génère des chlorates est utilisée. La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection.
Chlorites	0,25	mg/ L	La limite de qualité est fixée à 0,70 mg/ L lorsqu'une méthode de désinfection des eaux destinées à la consommation humaine qui génère des chlorites est utilisée. La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection.
Chlorure de vinyle	0,50	µg/ L	
Chrome	25	µg/ L	La limite de qualité est fixée à 50 µg/ L jusqu'au 31 décembre 2035. En cas de valeur supérieure à 6 µg/ L, il est procédé à l'analyse du chrome VI.
Chrome VI	6	µg/ L	
Cuivre	2,0	mg/ L	
Cyanures totaux	50	µg/ L	
1,2-dichloroéthane	3,0	µg/ L	
Epichlorhydrine	0,10	µg/ L	
Fluorures	1,5	mg/ L	

Somme des substances alkylées per et polyfluorées	0,10	µg/ L	<p>On entend par la somme des substances alky perfluorées, les substances qui sont considérées comme préoccupantes pour les EDCH et dont la liste figure ci-dessous :</p> <ul style="list-style-type: none"> -Acide perfluorobutanoïque (PFBA) -Acide perfluoropentanoïque (PFPeA) -Acide perfluorohexanoïque (PFHxA) -Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA) -Acide perfluorooctanoïque (PFOA) -Acide perfluorononanoïque (PFNA) -Acide perfluorodécanoïque (PFDA) -Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA) -Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA) Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA) -Acide perfluorobutanesulfonique (PFBS) -Acide perfluoropentanesulfonique (PFPeS) -Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS) -Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS) -Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS) -Acide perfluorononane sulfonique (PFNS) -Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS) -Acide perfluoroundécane sulfonique (PFUnDS) -Acide perfluorododécane sulfonique (PFDoDS) -Acide perfluorotridécane sulfonique (PFTrDS) <p>Il s'agit d'un sous-ensemble des substances alkylés per et polyfluorés, qui contiennent un groupement de substances perfluoroalkylées comportant trois atomes de carbone ou plus (à savoir, -CnF2n-, n ≥ 3) ou un groupement de perfluoroalkyléthers comportant deux atomes de carbone ou plus (à savoir, -CnF2nOCmF2m -, n et m ≥ 1).</p>
Pesticides (par substance individuelle).	0,10	µg/ L	<p>Par pesticides, on entend :</p> <ul style="list-style-type: none"> -les insecticides organiques ; -les herbicides organiques ; -les fongicides organiques ; -les nématocides organiques ; -les acaricides organiques ; -les algicides organiques ; -les rodenticides organiques ; -les produits antimoissures organiques ; -les produits apparentés (notamment les régulateurs de croissance) et leurs métabolites, tels que définis à l'article 3, point 32), du règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil, qui sont considérés comme pertinents pour les eaux destinées à la consommation humaine. <p>Un métabolite de pesticide est jugé pertinent pour les eaux destinées à la consommation humaine s'il y a lieu de considérer qu'il possède des propriétés intrinsèques comparables à celles de la substance mère en ce qui concerne son activité cible pesticide ou qu'il fait peser (par lui-même ou par ses produits de transformation) un risque sanitaire pour les consommateurs.</p>
Aldrine, dieldrine, heptachlore, heptachlorépoxyde (par substance individuelle)	0,03	µg/ L	
Total pesticides	0,50	µg/ L	Par total pesticides, on entend la somme de tous les pesticides individuels quantifiés

Plomb	5	µg/ L	La limite de qualité est fixée à 10 µg/ L jusqu'au 31 décembre 2035. Cette limite de qualité s'applique en amont des installations privées. La limite de qualité au robinet du consommateur reste fixée à 10 µg/ L bien qu'une valeur inférieure à 5 µg/ L doit être visée d'ici au 1er janvier 2036. Les mesures appropriées pour réduire progressivement la concentration en plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine au cours de la période nécessaire pour se conformer à la limite de qualité de 5 µg/ L sont précisées aux articles R. 1321-55 et R. 1321-49 (arrêté d'application) Lors de la mise en œuvre des mesures destinées à atteindre cette valeur, la priorité est donnée aux cas où les concentrations en plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine sont les plus élevées
Sélénium	20	µg/ L	La limite de qualité est fixée à 30 µg/ L dans les zones géographiques où les conditions géologiques pourraient occasionner des niveaux élevés de sélénium dans les eaux souterraines.
Tétrachloroéthylène et trichloroéthylène	10	µg/ L	Somme des concentrations des paramètres spécifiés.
Total trihalométhanes (THM).	100	µg/ L	La valeur la plus faible possible inférieure à cette valeur doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection. Par total trihalométhanes, on entend la somme de : chloroforme, bromoforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane.
Turbidité	1,0	NFU	La limite de qualité est applicable au point de mise en distribution, pour les eaux visées à l'article R. 1321-37 et pour les eaux d'origine souterraine provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique supérieure à 2,0 NFU. En cas de mise en œuvre d'un traitement de neutralisation ou de reminéralisation, la limite de qualité s'applique hors augmentation éventuelle de turbidité due au traitement.
Uranium	30	µg/ L	

Fiche terrain – Drainage

Informations générales sur la visite

- Fiche n°
- Correspond aux photos n°
- Date :
- Observateur :
- Conditions météorologiques :

Informations générales sur le site

- Commune :
- Lieu-dit/tronçon :
- Cours d'eau principal Affluent • Débit/vitesse d'écoulement :
- Enjeux (zone naturelle protégée, AAC, ...) :
- Observations (forme du cours d'eau, largeur du lit, présence de gouffres, ...) :

Informations sur le drain

- Point GPS n°
- Coordonnées GPS :
- Exutoire n°
- Relié aux parcelles n°
- Nombre de parcelles reliées :
- Surface drainée (ha) :
- Positionnement de l'exutoire : Fossé de drainage Cours d'eau
- Etat du fossé/CE : Entretenu Curage
- Diamètre de buse (cm) :
- Débit :
- Type buse : PVC PEHD PET/PE Amiante-ciment Béton Fonte/acier
- Niveau d'ensablement :
1 – Nul 2 – Faible 3 – Moyen 4 – Important 5 – Comblé
- Estimation du volume de sédiments :
- Observations/diagnostic :

Fiche terrain – Parcelle

Informations générales sur la visite

- Fiche n°
- Correspond aux photos n°
- Date :
- Observateur :
- Conditions météorologiques :

Informations générales sur le site

- Commune :
- Lieu-dit :
- Parcelle(s) n° :
- Surface (ha) :
- Bordure de cours d'eau ou fossé : Oui Non
- Si cours d'eau : Principal Affluent
- Si fossé, classé cours d'eau : Oui Non
- Cours d'eau classé BCAE1 : Oui Non
- Observations :

Informations sur la parcelle

- Pédologie :
- Pente :
- Culture en place :
- Précédent cultural :
- Méthode de travail : Traditionnelle Semis direct ACS
- Sens de travail du sol :
- État de la surface (culture, croûte de battance, indicateurs de ruissellement, ...) :
- Présence d'une bande enherbée : Oui Non
- Largeur :
- État :
- Présence de zone tampon :
 - Dispositif enherbé (bande/chenal/chemin enherbé, prairie, friche, talus, ...)
 - Dispositif ligneux (ripisylve, haies, bosquets, fascines, ...)
 - Fossés (enherbé, à redents, ...)
 - Plans d'eau (mare, étangs, ...)
 - Taille estimée :
 - Placement et disposition :
- Observations/diagnostic :

Annexe 10 : Méthodologies d'échantillonnage dans une ZTHA selon le contaminant (Carlier *et al.*, s.d. b).

PARTIE 5 : Outils et méthodes de mesures des contaminations

Echantillonnage des eaux (hors analyse) : le mode d'échantillonnage de l'eau conditionne le type d'information que l'on peut tirer de l'analyse chimique de l'échantillon

	Technique d'échantillonnage	Coût	Représentativité de la contamination du milieu
Echantillonnage ponctuel manuel	Facile	Faible	Faible (surtout si la dynamique de transfert suit la dynamique des débits)
Echantillonnage automatisé à pas de temps fixe	Complexe (matériel + alim) Facile à programmer	Important	Bonne (bonne représentativité des concentrations)
Echantillonnage automatisé dépendant du débit de la rivière	Complexe (matériel + alim) Complexe à programmer	Important	Bonne (bonne représentativité des flux exportés)
Echantillonnage passif dans la rivière	Facile	Faible	Bonne (bonne représentativité des concentrations)

Méthodes d'échantillonnage et de mesure des contaminants

Contaminant	Période de suivi	Suivi en continu (capteur)	Suivi en discontinu (analyse)
Nitrate	Echelle de la saison	Sonde dédiée	Echantillonnage et analyse
MES	Echelle d'un épisode de ruissellement ou d'une crue	Indirect par sonde de mesure de turbidité Direct par couplage des mesures de turbidité et de l'échantillonnage ponctuel	Echantillonnage et analyse
Pesticides	Echelle de la saison (bruit de fond) et/ou pendant les épisodes de crue (plus fortes exportations)		Echantillonnage et analyse. Les échantillonneurs passifs peuvent donner une vision intégrée de la contamination

Tables des matières

Liste des figures	4
Liste des abréviations	6
Introduction	7
Première partie : état des connaissances	9
I. Le fonctionnement des cours d'eau en milieu à forte pression agricole	9
1. Les transferts privilégiés des différents types de contaminants.....	9
2. Le devenir des polluants dans l'environnement.....	11
3. Le réseau de drainage : un transfert rapide des pesticides vers les eaux de surface	12
3.1. Le fonctionnement du réseau de drainage	12
3.2. Les eaux de drainage : d'importants vecteurs d'externalités négatives.....	15
II. Les solutions fondées sur la nature pour l'interception des transferts de contaminants	15
1. Une zone tampon adaptée au contaminant visé.....	16
2. La ZTHA pour la réduction du transfert de pesticides par les eaux de drainage	17
2.1. Un dispositif adaptable aux besoins et caractéristiques spécifiques de nombreux territoires.	18
2.2. Une zone artificielle qui permet la reproduction de processus d'élimination naturels	23
2.3. Facteurs d'influence sur l'efficacité des ZTHA.....	24
2.4. Efficacité des ZTHA.....	26
2.5. Recommandations et freins à la mise en place d'une ZTHA	30
Seconde partie : L'atteinte d'une bonne qualité des eaux en surface pour la protection de la ressource souterraine d'alimentation en eau potable	33
I. Présentation du contexte	33
1. La structure d'accueil.....	33
2. Le SAGE Val Dhuy Loiret	34
3. Le bassin versant du Loiret	36
3.1. Hydrologie	36
3.2. Géologie.....	37
3.3. Hydrogéologie.....	38
3.4. Occupation du sol	39
4. L'enjeu eau potable	40
4.1. Les usages de l'eau sur le SAGE	40
4.2. L'AAC du Val d'Orléans	40
4.3. Les normes de qualité des eaux destinées à la consommation humaine	41
II. État des lieux de la pression polluante : origine, mode et dynamique de transfert	42
1. Matériels et méthodes.....	42
1.1. Quantification de la charge polluante et sa dynamique de transfert	42
1.2. Détermination des modes de transfert privilégiés	45
2. Résultats.....	47
2.1. Une dynamique temporelle en lien avec la saison de drainage	47
2.2. Le drainage agricole : principal vecteur de la dégradation des eaux de surface.....	50
3. Discussion.....	53
III. Quantification de l'apport des eaux de drainage à la pollution des eaux superficielles	54
1. Matériels et méthodes.....	54
2. Résultats	56
3. Discussion.....	58
IV. La mise en place d'une ZTHA sur le bassin du Dhuy	59
1. Préciser le diagnostic de territoire	59
2. Les contraintes réglementaires et techniques	61

3. Retours d'expérience.....	64
V. Conclusion	67
<i>Bibliographie.....</i>	68
<i>Annexes</i>	73

Résumé

La pollution diffuse d'origine agricole représente une menace à la fois pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine. L'exportation des pesticides, nutriments et autres substances polluantes vers les masses d'eau entraîne des effets néfastes sur la faune et la flore des milieux aquatiques. Les substances actives causent d'importantes perturbations chez les poissons et les invertébrés dès l'atteinte du seuil de détection et peuvent être létales à partir de certaines concentrations. Une teneur trop importante en nutriments déséquilibre les cycles de l'azote et du phosphore, causant des conditions défavorables à la vie de nombreux êtres vivants comme l'eutrophisation, impactant également les estuaires. Les conséquences néfastes sur la santé humaine sont considérables si les eaux destinées à la consommation présentent des concentrations trop élevées en pesticides ou en nitrates. Ainsi, la réduction de la pression polluante est primordiale, premièrement en limitant l'utilisation d'intrants dans l'agriculture. Des actions complémentaires de réduction des transferts de polluants vers les eaux comme la mise en place de ZTHA font leur arrivée en France depuis une quinzaine d'années. En effet, ces dispositifs qui visent à reproduire des processus naturels d'élimination des polluants dans un espace créé *ex nihilo* montrent des résultats prometteurs, bien que disparates. La grande diversité des ZTHA, aussi bien par leur conception, leur aménagement que leur implantation en fait des dispositifs répondant à de nombreux besoins et pouvant s'adapter aux caractéristiques de différents territoires. Cependant, leur efficacité dépend de plusieurs facteurs primordiaux, dont certains ne peuvent pas être contrôlés. Ceux-ci rendent essentielles une connaissance fine des processus en jeu et la mise en place d'un dispositif dont les caractéristiques correspondent aux conditions et aux enjeux du territoire.

Abstract

Agricultural nonpoint source pollution is a threat to both aquatic ecosystems and human health. Export of pesticides, nutrients and other pollutants towards bodies of water brings detrimental effects on aquatic fauna and flora. Active substances cause massive disturbance to fish and invertebrates as soon as the detection threshold is reached and can be lethal above certain concentrations. High nutrients levels disrupt the nitrogen and phosphorus cycles, leading to unfavorable living conditions for many living organisms such as eutrophication, also impacting estuaries. Detrimental effects on human health are considerable when water supply for human consumption is jeopardized by high pesticide or nitrate levels. Therefore, it is essential to reduce pollution pressure, firstly by restricting the use of agricultural inputs. Supplementary actions to limit the transfer of pollutant towards waters such as implementing constructed wetlands are being introduced in France for fifteen years. Indeed, these *ex-nihilo* areas, which aim to reproduce natural dissipation processes, are showing promising, although disparate, results. Constructed wetlands are eclectic, many designs, layouts and positioning possibilities allow these areas to meet a wide range of needs and adaptable to many regions. Although, their efficiency relies on multiple primordial factors, some of which cannot be controlled. These factors highlight the need to have an accurate understanding of the processes involved and to design a constructed wetland appropriate to local conditions and concerns.