

Année de programmation 2013 – Action INRA–ONEMA « Méthodologie de diagnostic et de gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides »

Synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau

Livrable

Jeanne DOLLINGER (INRA)

Cécile DAGES (INRA)

Jean-Stéphane BAILLY (AGROPARISTECH)

Philippe LAGACHERIE (INRA)

Marc VOLTZ (INRA)

Mois Année [date de validation du document (qui entraîne sa diffusion)]

Document élaboré dans le cadre de l'action INRA - ONEMA (2013-2015)
« Méthodologie de diagnostic et de gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides »

- **AUTEURS**

Jeanne DOLLINGER, doctorante (INRA), jeanne.dollinger@supagro.inra.fr

Cécile DAGES, chargée de recherche (INRA), dages@supagro.inra.fr

Jean-Stéphane BAILLY, enseignant chercheur (AGROPARISTECH), bailly@agroparistech.fr

Philippe LAGACHERIE, ingénieur de recherche (INRA), philippe.lagacherie@supagro.inra.fr

Marc VOLTZ, directeur de recherche (INRA), vltz@supagro.inra.fr

- **CORRESPONDANTS**

ONEMA : Benedicte AUGÉARD, benedicte.augéard@onema.fr

INRA : Cécile DAGES, dages@supagro.inra.fr

- **AUTRES CONTRIBUTEURS**

Damien RACLOT, Chargé de recherche, (IRD), raclot@supagro.inra.fr

Clélia SIRAMI, Post-doctorante, (CNRS), Clelia.SIRAMI@cefe.cnrs.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : France

Niveau de lecture : professionnels, experts

Synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau

Version soumise le 04-04-2014

Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, JS., Lagacherie, P., Voltz, M.

RESUME : Les fossés sont des éléments des réseaux hydrographiques d'origine anthropique. Leur rôle traditionnel est d'assurer des fonctions antiérosives, d'assainissement ou de drainage. D'autres rôles ont été plus récemment identifiés notamment ceux relatifs à la modulation des pollutions et du transport solide ou encore de conservation de la biodiversité. Les conditions d'existence de ces fonctions sont aujourd'hui insuffisamment comprises pour être intégrées dans les politiques locales de gestion de l'eau dans le bassin versant. Les fossés jouissant d'un cadre réglementaire assez souple, il devient donc indispensable de bien comprendre leur impact environnemental et de déterminer comment on peut améliorer leur gestion. Ce rapport bibliographique synthétise les connaissances déjà acquises sur les fonctions des fossés et réseaux de fossés.

Les fossés de voirie sont omniprésents sur le territoire national et les fossés agricoles sont largement présents dans les zones humides cultivées, d'irrigation gravitaire et de forte érosion hydrique des sols agricoles. Bien que peu renseignées, les densités des réseaux déjà observées s'avèrent très variables, de 25 à 375 m/ha.

Les fossés se sont révélés être le siège de très nombreux processus et ont par conséquent un intérêt primordial pour l'hydrologie des petits bassins versants, le transport solide, la contamination des eaux et l'écologie. Les fonctions assurées par les fossés et réseaux de fossés résultent de la combinaison de processus élémentaires soumis à l'influence de forçages anthropiques et pédoclimatiques. En complément des fonctions d'usage bien connues des gestionnaires de fossés (assainissement agricole et routier, drainage et lutte contre l'érosion), les fossés assurent les fonctions de rétention de sédiments et contaminants et de réservoirs de biodiversité. Certaines fonctions émergent également dans certains contextes à l'échelle du réseau comme la modulation des crues, la recharge des nappes, la régulation de la contamination des masses d'eau ou leur rôle de corridors écologiques. Cependant, l'expression de ces fonctions dépend de l'occurrence et l'intensité de processus donnés, qui diffèrent d'une fonction à l'autre. Ainsi, la coexistence de ces fonctions repose sur un certain équilibre, aujourd'hui mal connu. La hiérarchie des processus dans un fossé pouvant varier en fonction du contexte pédoclimatique et des différents forçages s'y exerçant, l'impact des fossés sur l'environnement peut être à la fois positif ou négatif.

L'entretien des fossés est un forçage majeur pour la plupart des processus et conditionne donc l'expression des différentes fonctions des fossés. L'entretien a été traditionnellement réalisé en vue d'optimiser les fonctions d'usage. Il convient désormais de concilier ces fonctions au vu des impacts positifs ou négatifs sur l'environnement que l'entretien des fossés peut créer. La mise en place de stratégies d'entretien des fossés, notamment à l'échelle du réseau, devrait permettre cela et ainsi s'inscrire dans les démarches engagées dans le cadre de la DCE pour l'atteinte du bon état des masses d'eau ainsi que la conservation de la biodiversité. La création de méthodes et outils pour établir ces plans de gestion devient dès lors nécessaire.

MOTS CLE : fossés, fonctions, pratiques d'entretien, impact environnemental

Synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau

Version soumise le 04-04-2014

Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, JS., Lagacherie, P., Voltz, M.

ABSTRACT: Ditches are anthropogenic components of hydrographic networks. They have been traditionally created and managed for their functions of surface drainage, surface water transfer or erosion control. Their complementary functions as buffer zones towards pollutants and sediments propagation or biodiversity conservation have been more recently identified. However, what may enhance these complementary functions remains largely unknown. Because the regulatory framework around ditches is pretty flexible it becomes essential to understand their environmental impact as well as the way to improve their management.

On the French national territory, roadside ditches are ubiquitous and agricultural ditches are mainly present in waterlogged or irrigated crop areas or areas with high risk of erosion. Ditch networks densities have not often been reported, however the densities described in the literature vary between 25 and 375 m/ha.

As a result of the numerous processes involved in ditches' functioning, ditches play a key role in small watershed hydrology and ecology, sediment transfer and water pollution. Elementary ditch or ditch network functions consist in a combination of processes influenced by anthropogenic or climatic factors. In addition to the well-known target functions (surface drainage, surface water transfer and erosion control), ditches carry out the functions of sediment retention, pollution mitigation and prevention of biodiversity's erosion. Some functions, like flood regulations, groundwater recharge, regulation of water bodies' contamination or ecological corridors, emerge as well at the ditch network scale in specific contexts. However, the occurrence of these functions depends on the occurrence and intensity of the processes involved which differ from a function to another. The coexistence of several functions is then based on an equilibrium, which is not yet well known. The processes hierarchy within ditches can vary with the climatic context and the other forcing, which may result in either positive or negative environmental impacts

Ditch maintenance is a major factor influencing most processes and determines the occurrence of various functions within ditches. Ditch maintenance has historically been conceived in order to optimize the target functions. It's nowadays crucial to consider the various functions as a whole when conceiving the maintenance strategy in order to maintain the target functions while limiting the negative environmental impact and maximizing the positive ones. The establishment of ditch network management strategies should enable this. It could thus constitute an efficient tool for the actions carried out to reach a good quality of water bodies as required by the European Water framework directive (DCE). New tools need thus to be created to establish these management strategies.

KEY WORDS: ditch, function, management practices, environmental impact

Contenu

Introduction.....	1
1. Les fossés agricoles et de voirie en France.....	2
1.1 Qu'est-ce qu'un fossé ?	2
1.1.1 Distinction fossés et cours d'eau.....	3
1.1.2 Fossé agricole	4
1.1.3 Fossé de voirie.....	4
1.2 Cadre réglementaire.....	4
1.3 Abondance des fossés sur le territoire national.....	5
2. Analyse systémique d'un fossé agricole.....	7
2.1 Le système fossé.....	7
2.2 Processus impliqués dans le fonctionnement d'un fossé	8
2.2.1 Hydrologie du fossé.....	9
2.2.2 Transport solide.....	14
2.2.3 Transport et devenir des solutés.....	17
2.2.4 Processus écologiques.....	26
2.3 Forçages anthropiques et pédoclimatiques	28
.....	30
3. Les fonctions des fossés et réseaux de fossés.....	31
3.1 Fonctions d'usage des biefs.....	31
3.2 Fonctions complémentaires des biefs.....	31
3.3 Fonctions à l'échelle du réseau de fossé.....	34
4. Pratiques d'entretien : stratégies, impacts et leviers d'action.....	37
Conclusion	39
Sigles et abréviations.....	41
Liste des illustrations	41
Références.....	42

Introduction

Très largement présents sur l'ensemble du territoire national, bordant les routes ou les parcelles, les fossés ont été creusés par l'homme pour répondre à des usages précis, qui peuvent varier selon leur localisation ou selon les régions : assainissement agricole, évacuation du ruissellement, maîtrise de l'érosion des sols ou stockage temporaire des eaux de surface en plaine. Cependant, les fossés se trouvent être le siège de nombreux processus leur conférant d'autres effets que celui pour lequel ils avaient été conçus.

Des réseaux de fossés se sont en effet avérés participer à la préservation de la biodiversité et au maintien de la continuité de corridors écologiques. (e.g. Needelman et al., 2007; Herzon et Helenius, 2008; Van Geert et al., 2010). Ainsi, les fossés de voirie font partie intégrante de la démarche, « La Trame verte bleue », mise en œuvre suite au Grenelle de l'environnement pour assurer un réseau d'échanges continu pour les espèces animales et végétales. Les pratiques d'entretien des bords de route, incluant les fossés de voirie, sont raisonnées et considérées comme un levier d'action pour préserver la biodiversité. Les fossés sont également considérés comme des « zones tampons » et peuvent donc s'inscrire dans les outils de remédiation de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour atteindre le bon état des masses d'eau d'ici 2015 (CORPEN, 2007; "ONEMA - GT zones tampons"). En effet, les fossés contribueraient à limiter les transferts de polluants vers les nappes et les cours d'eau (e.g. Gill et al., 2008; Margoum et al., 2001; "ONEMA - GT zones tampons"; Stehle et al., 2011). Ceci suppose cependant que les fossés possèdent à la fois de bonnes capacités d'infiltration et de rétention des polluants, propriétés susceptibles d'être dégradées par certaines pratiques d'entretien (Needelman, 2007 ; Levavasseur, 2012). Les fossés apparaissent donc de plus en plus comme un élément du paysage agricole sur lequel on pourrait agir pour favoriser certains services environnementaux, à condition d'être gérés de façon appropriée.

Les fossés sont également des éléments du réseau hydrographique, mais subissent moins de contraintes réglementaires que les cours d'eau en matière de respect de l'environnement. Ainsi le cortège de mesures visant à protéger les cours d'eau dans le cadre du Grenelle ou de la DCE ne concerne pas les fossés. Il n'y a, par exemple, pas d'indications nationales relatives au traitement des fossés par des produits phytosanitaires. Pourtant, situés en tête de réseau, les fossés sont parfois difficiles à dissocier des petits cours d'eau amont. Cours d'eau et fossés ne disposent pas de définition législative ou réglementaire unifiée dans le droit français et les litiges autour de cette distinction semblent se multiplier ces dernières années. Des clés de détermination construites localement par certaines DREAL, Chambre d'Agriculture ou Institut d'Aménagement, émergent actuellement et font jurisprudence (Chambre d'agriculture de la Marne, 2013; DREAL Midi-Pyrénées, 2013; Institut d'Aménagement de la Vilaine, 2003).

La vision portée par l'ensemble des acteurs sur les fossés ne semble donc pas pleinement partagée ; elle est tout du moins ambivalente, entre zone d'intérêt primaire, rendant des services environnementaux et zone d'intérêt secondaire, aux contraintes réglementaires assouplies. Considérer les fossés comme un objet du paysage permettant d'améliorer les services environnementaux semble donc, être fortement tributaire des caractéristiques des fossés et de leur entretien. Dans ce contexte l'objectif de la synthèse bibliographique est de **déterminer les impacts environnementaux des fossés agricoles et d'identifier les leviers d'action susceptibles de moduler ces impacts.**

Ceci suppose de :

- Dresser un état des lieux de nos connaissances relatives aux processus pouvant se produire au sein des fossés ;
- D'analyser les facteurs influençant ces processus, leur occurrence ou intensité individuelle ainsi que leur hiérarchie ;
- D'évaluer les différentes fonctions jouées par les fossés, qu'elles soient recherchées (fonctions d'usage) ou non (fonctions complémentaires), et d'identifier l'ensemble des processus y contribuant ;
- D'analyser la possibilité d'user des pratiques d'entretien pour optimiser les différentes fonctions d'un réseau de fossés afin de répondre à des objectifs environnementaux de contrôle des flux d'eau et de préservation ou restauration de la ressource en eau.

Cette synthèse est basée sur l'analyse d'articles scientifiques, de documents techniques et de textes législatifs. L'accent a été mis sur les aspects environnementaux et principalement sur les fossés agricoles. Ainsi, les aspects socio-économiques relatifs aux fossés ou de dimensionnement (sécurité routière) ne sont pas traités dans cette synthèse.

La synthèse est divisée en quatre parties. La première définit l'objet fossé et les contraintes réglementaires associées et donne une idée de leur abondance en France. La seconde propose une analyse systémique des fossés agricoles comprenant une caractérisation du système fossé, une présentation des processus biophysiques et écologiques s'y produisant ainsi que les différents forçages anthropiques et pédoclimatiques afférents. La troisième est consacrée aux fonctions, d'usage et complémentaires, jouées par les fossés, à l'échelle du fossé élémentaire puis à celle du réseau de fossés. Enfin, la quatrième est dédiée aux pratiques d'entretien des fossés en vue d'évaluer leur usage comme levier d'action sur tout ou partie des fonctions jouées par les fossés.

1. Les fossés agricoles et de voirie en France

1.1 Qu'est-ce qu'un fossé ?

Les fossés n'ont pas de définition législative ou réglementaire en droit français. Pour la suite de ce travail nous proposons la définition suivante de la notion de fossé, basée sur les critères de la police de l'eau faisant jurisprudence lors de la distinction entre fossé et cours d'eau (*Circulaire du ministère de l'Écologie et du Développement durable du 2 mars 2005; Conseil d'État, 6ème et 1ère sous-sections, 334322, Publié au recueil Lebon, 2011*):

un fossé est un élément linéaire artificiel de collecte et d'écoulement des eaux de pluie, des eaux usées, de ruissellement ou de drainage.

Il existe deux grandes catégories de fossés, les fossés agricoles et les fossés de voiries qui seront toutes deux considérées dans cette synthèse avec toutefois un focus particulier sur les fossés agricoles en raison du manque de références disponibles sur les fossés de voirie.

1.1.1 Distinction fossés et cours d'eau

Fossés et cours d'eau forment le réseau hydrographique. Du fait de leur similitudes et de leur connexion, la distinction entre fossés et cours d'eau peut être parfois difficile pour les cours d'eau les plus en amont du réseau (Carluer, 2009). Cette difficulté résulte notamment du fait qu'un cours d'eau n'a pas de définition législative ou réglementaire unifiée dans le droit français (DREAL Midi-Pyrénées, 2012) pour l'ensemble du territoire national. Les fossés et les cours d'eau ne sont cependant pas soumis aux mêmes contraintes réglementaires. Il n'y a, par exemple, aucune obligation de respect d'une bande enherbée non traitée aux abords d'un fossé comme c'est le cas pour un cours d'eau. Par ailleurs, l'entretien des fossés n'est pas soumis à déclaration ou autorisation au titre de la loi sur l'eau contrairement aux cours d'eau. La non distinction des fossés et cours d'eau est fréquemment source de litiges. Il y a donc un enjeu majeur pour la distinction de ces deux types de voies d'eau qui a récemment amené différentes instances à proposer des critères de différenciation (DREAL Midi-Pyrénées, 2012; Institut d'Aménagement de la Vilaine, 2003).

Contrairement aux fossés, les cours d'eau sont communément représentés sur la carte IGN au 1/25 000^{ème}. Cependant la plupart des cours d'eau des réseaux primaires et secondaires (ordre de Strahler 1 et 2)¹ n'y figurent pas (Carluer, 2009). D'autres critères de détermination ont été proposés localement et font jurisprudence. Ainsi on relève dans la littérature les critères de distinction entre un fossé et un cours d'eau suivants :

- **L'alimentation en eau** : un fossé correspondrait à une voie d'eau ne recevant d'eau d'aucune source (DREAL Midi-Pyrénées, 2012). Ce critère est cependant difficile à interpréter dans le cas de fossés de drainage, ou de fossés captant ou drainant des mouillères.
- **La morphologie du lit** : le tracé des fossés est principalement le résultat d'un travail mécanique ou humain, tandis que le lit naturel des cours d'eau est caractérisé par des méandres et sinuosité (Chambre d'agriculture de la Marne, 2013; DREAL Midi-Pyrénées, 2013). Ce critère peut également être difficile à interpréter dans le cas de petits cours d'eau anthropisés et recalibrés.
- **Les caractéristiques du substrat** : le substrat des fonds de fossés n'est pas différent de celui des parcelles avoisinante contrairement au cours d'eau (Institut d'Aménagement de la Vilaine, 2003). L'activité et le transport solide associé nous laisse cependant penser que les sols formant le lit d'un fossé peuvent être différents de ceux des parcelles avoisinantes.
- **Le régime d'écoulement** : dans le cas d'un fossé, il doit être intermittent et donc à sec une majeure partie de l'année par contraste à un cours d'eau qui doit contenir un débit suffisant d'eaux courantes une majeure partie de l'année.
- **La végétation du fossé** : la proportion relative d'espèces végétales aquatiques vs terrestres est inférieure à 75 % dans le cas des fossés et supérieure à 75 % dans le cas des cours d'eau (DREAL Midi-Pyrénées, 2013).

Des méthodes de détermination des fossés ou cours d'eau basées sur ces critères ont été développées par différentes instances régionales (DREAL Midi-Pyrénées, 2013; Institut d'Aménagement de la Vilaine, 2003).

¹ Dans la classification de Strahler, tout drain qui n'a pas d'affluent se voit attribuer la valeur 1. Puis, le calcul de la valeur de chaque drain se fait selon la méthode suivante : un drain d'ordre n+1 est issu de la confluence de deux drains d'ordre n. (Wikipedia).

Par contraste, la définition d'un cours d'eau repose essentiellement sur les deux critères suivants (*Circulaire du ministère de l'Écologie et du Développement durable du 2 mars 2005; Conseil d'État, 6ème et 1ère sous-sections, 334322, Publié au recueil Lebon, 2011*):

- « la présence et la permanence d'un lit naturel à l'origine »,
- « la permanence d'un débit suffisant une majeure partie de l'année apprécié au cas par cas par le juge en fonction des données climatiques et hydrologiques locales et à partir de présomptions au nombre desquelles par exemple l'indication du "cours d'eau" sur une carte IGN ou la mention de sa dénomination sur le cadastre ».

Comme le montre la bibliographie et les textes qui font jurisprudence, il n'y a pas de possibilité non ambiguë de distinction des fossés et cours d'eau de même ordre de Strahler. En effet, c'est l'origine anthropique qui les distingue mais elle ne se traduit pas nécessairement par des caractéristiques bien distinctes, précises et uniques pour l'ensemble du territoire national.

1.1.2 Fossé agricole

Les fossés agricoles sont des fossés tels que définis en 1.1, qui commencent à couler au sein de terres agricoles (Buchanan et al., 2012). Selon le contexte, la fonction visée des fossés agricoles concerne i) l'assainissement agricole en guidant les écoulements provenant du ruissellement de surface, de l'exfiltration des nappes (ou drainage) ou d'un réseau de drainage par tuyaux enterrés (Chambre d'agriculture de la Marne, 2013), et/ou ii) la lutte antiérosive, en réduisant la vitesse des écoulements sur les parcelles, par interception du ruissellement de surface.

1.1.3 Fossé de voirie

Les fossés de voirie sont des fossés tels que définis en 1.1, qui sont associés à des routes ou chemins en vue d'assurer leur assainissement (Buchanan et al., 2012; Hösl et al., 2012). Leur fonction est donc de capter le ruissellement en provenance de la chaussée et de le guider vers le cours d'eau récepteur (Buchanan et al., 2012).

1.2 Cadre réglementaire

Le cadre réglementaire des fossés, a priori peu fourni et peu contraignant, reste assez évasif. Les articles mentionnant les fossés sont répertoriés dans le code civil, le code rural et le code de l'environnement. Ils portent sur :

- **La qualité des eaux** : Tout type de travaux est autorisé sur les fossés à condition qu'ils n'impactent pas le milieu aquatique récepteur (*Code de l'environnement - Article L214-1, 2010; Chambre d'agriculture de la Marne, 2013*). En effet, les fossés alimentent les cours d'eau en aval et à ce titre doivent être entretenus en vue de préserver la qualité de l'eau (Direction Départementale des Territoires (32), 2013). La création, le recalibrage ou

remblaiement de certains fossés peuvent être soumis à déclaration ou autorisation au titre de la loi sur l'eau s'ils entraînent une modification de la qualité, du niveau ou du mode d'écoulement du milieu aquatique récepteur (*Code de l'environnement - Article L214-1, 2010*). A titre d'exemple, des dispositions particulières ont été prises par le département de Mayenne interdisant de traiter directement les fossés même ceux à sec (Préfecture de la Mayenne, arrêté 2007-A-637).

- **La circulation routière** : Les propriétaires de fossés bordant des chemins ou des routes communales sont tenus à un certain dimensionnement et entretien afin de garantir la sécurité de la circulation. Ainsi, ils doivent notamment garantir l'absence de nuisances causées par les eaux sur la viabilité du chemin (*Code rural - Article D161-21, 2005*).
- **La pêche** : Les fossés peuvent être soumis aux articles L430-1 et L431-2 du code de l'environnement, associés au droit de pêche et relatifs à la préservation des milieux aquatiques et la protection du patrimoine piscicole s'ils abritent des zones de frayère, de croissance ou d'alimentation de la faune piscicole (*Code de l'environnement - Article L430-1, 2003, Code de l'environnement - Article L431-2, 2003*).
- **Les servitudes et la riveraineté** : Les propriétaires de fossés sont également soumis aux articles 640 et 641 du code civil (*Code civil - Article 640, 1804, Code civil - Article 641, 1804*) qui définissent les servitudes des propriétaires le long du réseau, et bordant le réseau, ainsi que les indemnités en cas de non-respect. Notons que les propriétaires sont notamment tenus de maintenir dégagés les fossés pour ne pas gêner l'écoulement de l'eau. En l'absence d'Association Foncière, l'entretien du fossé est à la charge du propriétaire du terrain sur lequel il se trouve et dans le cas où le fossé se trouve en limite de parcelle, il devient mitoyen et l'entretien doit être effectué à frais communs entre les deux propriétaires riverains (Art. 666 et 669 du code civil). Cependant, il y a marque de non-mitoyenneté lorsque la levée ou le rejet de la terre se trouve d'un côté seulement du fossé (Art. 667-668 du code civil) et dans ce cas, le fossé est censé appartenir exclusivement à celui du côté duquel le rejet se trouve. Cependant, un fossé situé en bordure de voies publiques est considéré comme bien accessoire au domaine public et lui est incorporé. Les riverains sont tenus de recevoir les terres provenant du curage des fossés des routes et il leur est interdit de rejeter ces terres dans les fossés sous peine de commettre une contravention de voirie (Art. R 116 - 1 et R-116-2 du Code de la Voirie). De même, l'épandage des terres est interdit à moins de 50 mètres de tout immeuble habité ou recevant du public, toute zone de loisirs, toute voie de communication et dans les cours d'eau. Le propriétaire doit entretenir le fossé et il lui est interdit de le boucher car cela serait assimilé à une rupture de canalisation (Article L215-14 du code de l'environnement).

1.3 Abondance des fossés sur le territoire national

Les fossés, au travers des fossés de protection des voiries, sont omniprésents sur le territoire national. Le guide de l'assainissement routier (SETRA, 2006) préconise a minima un assainissement de la voirie dimensionné pour absorber une pluie journalière d'une période de retour de 10 ans. Les fossés de bords de routes, ouvrages de collecte des eaux de drainage et de ruissellement des voiries sont donc très fréquents, notamment dans les régions à forte intensité pluviométrique.

Les fossés agricoles sont quant à eux historiquement présents dans les zones de marais et bas-fonds hydromorphes, d'irrigation gravitaire (réseau de colature) et de forte érosion hydrique des sols agricoles où ils revêtent d'ailleurs de nombreuses dénominations locales : roubines du sud de la vallée du Rhône, watingues du nord-pas de calais, ballats et ruisseaux du Languedoc, achenaux et ceintures du marais poitevin, etc. Ils sont au moins présents sur 10 % de la SAU du territoire métropolitain qui comprend 3 000 000 d'hectares drainés ("Agreste" 2010) et 400 000 ha irrigués par gravité (CGGREF, 2005).

Sur une région donnée, les réseaux de fossés sont souvent mixtes, agricoles et routiers. L'abondance et la densité de ces réseaux de fossés selon les différentes régions ne sont cependant que peu connues. Les quelques références dans la littérature font état de densités de fossés en zone cultivée comprises entre 25 m/ha (réseau de drainage en Loire-Atlantique), 140 m/ha (réseau mixte de drainage et antiérosif dans le Languedoc) et 375 m/ha (réseau antiérosif sur les coteaux du Beaujolais (Domange, 2001; Lagacherie et al., 2006; Levavasseur, 2012). Cette variabilité peut être cependant très forte localement : des densités de 10 à 230 m/ha ont été observées sur la plaine viticole languedocienne sur des mailles de 6,5 ha (Levavasseur, 2012). La variabilité spatiale de la densité des réseaux peut être corrélée à celle du réseau hydrographique en Bretagne (Carluer, 2009) ou au contraire être très peu liée à celle du réseau hydrographique (traits bleus continus ou discontinus de la carte IGN) en Languedoc (Levavasseur et al., soumis) .

Ce manque de références sur l'abondance locale des fossés dans le paysage s'explique par leur difficulté de cartographie. La photo-interprétation d'images aériennes à 50 cm de résolution spatiale, ne permet d'identifier en moyenne que 55 % du réseau dans la cas d'un paysage avec relief, haies et petites fossés végétalisés (1 m de large en moyenne) (Aulanier et Adoir, 2012; Bailly et al., 2010). De même, l'utilisation d'une information topographique fine par scans laser aériens ne permet qu'une identification d'environ 60 % du réseau sur ces mêmes paysages végétalisés et complexes (Bailly et al., 2008; Duke et al., 2006). Seuls les grands fossés situés dans des paysages ouverts, peu arborés, peuvent être cartographiés avec précision suivant ces techniques automatiques aéroportées (Sofia et al., 2014).

De fait, les fossés ne sont que très peu inventoriés dans les bases de données cartographiques. Par exemple, Bailly et al. (2010) ont comptabilisé 5 % du linéaire du réseau de fossés présent dans la ©BD-CARTAGE sur le bassin de la Peyne (35 km²), situé dans l'Hérault. Pour faire face à ce manque de bases de données, des initiatives locales se mettent en place, à l'instar de celle de la DFCI Aquitaine, qui renseigne une base de données comportant les résultats d'expertise de la police de l'eau sur la détermination de cours d'eau ou fossés dans la région Aquitaine (http://sig.cartogip.fr/referentiels_hydro_consultation).

En conclusion : les fossés n'ont pas de définition législative ou réglementaire unifiée en droit français. La distinction entre fossés et cours d'eau peut être source de litiges et constitue un enjeu important car le cadre réglementaire pesant sur les fossés est beaucoup plus souple que pour les cours d'eau. Du fait du manque de cartes sur les fossés en dehors d'études locales, on ne peut juger de leur abondance et de leur variabilité sur le territoire national. Ceci, comme le souligne la littérature, serait lié au manque de techniques efficaces et robustes de cartographie de ces éléments.

En résumé : Les fossés n'ont pas de définition législative ou réglementaire, cependant certains critères de distinction entre fossés et cours d'eau faisant jurisprudence permettent de les définir comme étant des « éléments linéaires artificiels de collecte et d'écoulement des eaux de pluie, des eaux usées, de ruissellement ou de drainage ». Les critères de distinction que l'on trouve dans la bibliographie sont basés par exemple sur leur alimentation en eau, la morphologie du lit, les caractéristiques du substrat et de la végétation. Le cadre réglementaire pesant sur les fossés est a priori peu fourni et peu contraignant. Certains articles répertoriés dans le code civil, le code rural et le code de l'environnement relatifs à la qualité des eaux, à la circulation routière, à la pêche ou encore aux servitudes et riveraineté peuvent concerner les fossés.

Les fossés routiers sont omniprésents sur le territoire national. Les fossés agricoles sont présents dans les zones cultivées et hydromorphes, d'irrigation gravitaire et de forte érosion hydrique des sols agricoles. Les densités observées sur les réseaux de fossés sont très variables, de 25 à 375 m/ha. On ne dispose pas aujourd'hui de bases de données sur les fossés pour de grandes étendues.

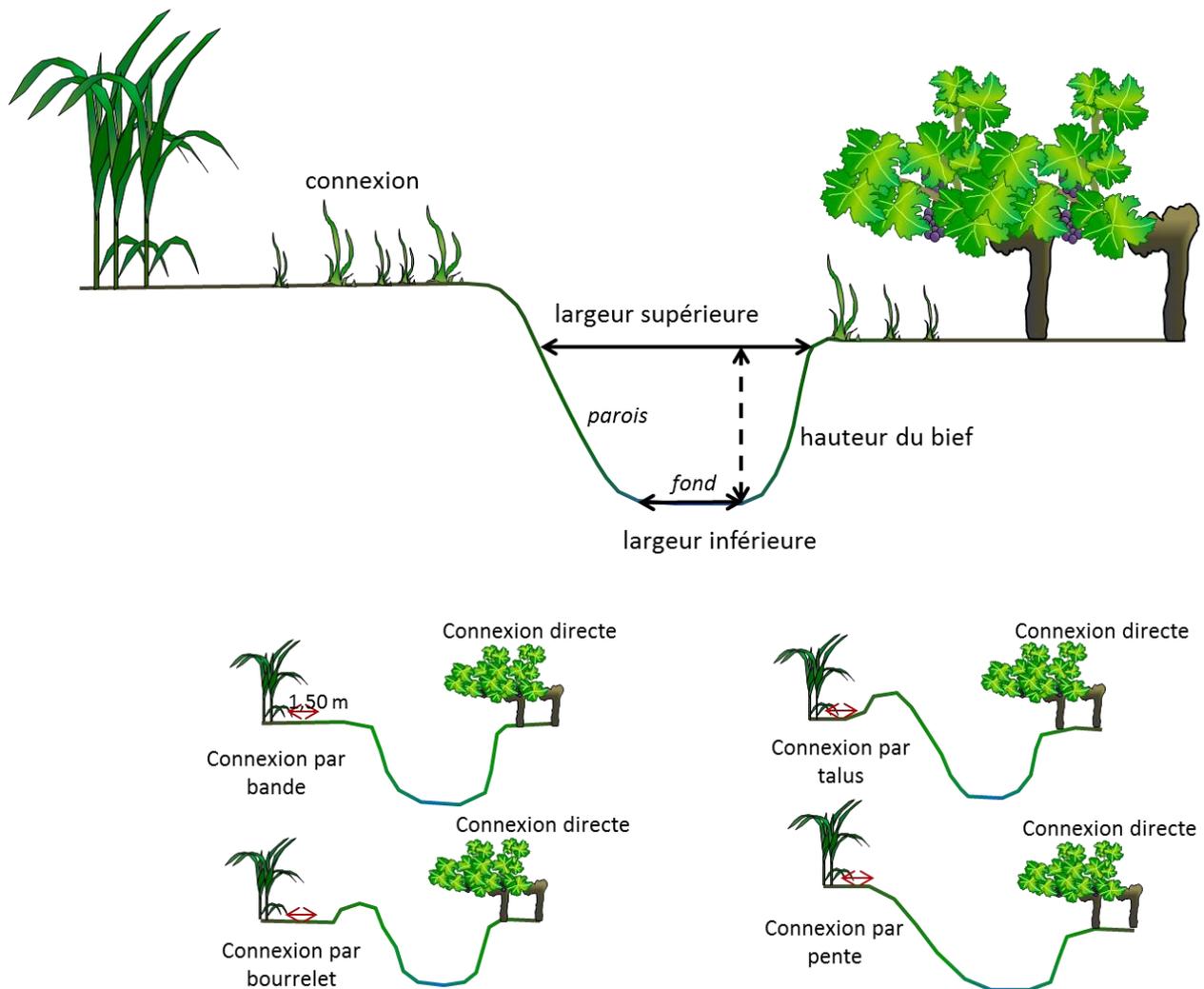
2. Analyse systémique d'un fossé agricole

2.1 Le système fossé

Pour leur analyse systémique, il est apparu pertinent de découper le réseau de fossés en segments élémentaires homogènes du point de vue de leur fonctionnement (Lagacherie et al., 2002). Chaque segment, appelé bief, est caractérisé par des paramètres relatifs à sa géométrie, largeur inférieure et supérieure, hauteur par rapport à la berge la plus basse, longueur et pente (Figure 1) ainsi que par des paramètres relatifs à la nature du fond et notamment la couverture végétale (Lagacherie et al., 2002, 2006).

Le système fossé comprend le fond du bief et les parois (Lagacherie et al., 2006). La connexion du bief à son environnement est susceptible de modifier considérablement son fonctionnement. Afin de pouvoir analyser le fonctionnement d'un bief il est donc également nécessaire de décrire la forme de sa connexion avec la parcelle avoisinante (bande, bourrelet, talus), sa pente, sa largeur, sa couverture végétale relative ainsi que la présence de collecteurs de surface ou sortie de drains (Domange, 2001; Lagacherie et al., 2002, 2006).

Tous changements d'occupation des sols aux abords d'un fossé, du type de connexion ou de paramètres inhérents au fossé induisent son découpage en biefs. Les limites des biefs correspondent donc souvent aux limites parcellaires ou à l'intersection entre deux branches du réseau (Kao et al., 2002; Lagacherie et al., 2002, 2006).



© Jeanne Dollinger

Figure 1 : Morphologie des biefs et types de connexions d'après Lagacherie et collaborateurs (2002, 2006)

En conclusion : une méthodologie a été proposée dans la littérature permettant de caractériser les réseaux de fossés en les découpant en segments élémentaires, biefs, identiques du point de vue de leur fonctionnement. Cette méthodologie propose une démarche de caractérisation de chaque bief et de sa connexion avec son environnement.

2.2 Processus impliqués dans le fonctionnement d'un fossé

Cette section décrit successivement l'ensemble des processus biophysiques, caractérisant l'hydrologie des fossés et les transports solides et de contaminants associés, et écologiques susceptibles de se produire au sein d'un fossé

2.2.1 Hydrologie du fossé

Éléments constitutifs du réseau hydrographique, les fossés peuvent jouer un rôle primordial dans le fonctionnement hydrologique des petits bassins versants (e.g. Buchanan et al., 2012; Moussa et al., 2002; Voltz et al., 1996). La figure 2 présente l'ensemble des flux d'eau arrivant et sortant d'un tronçon de fossé : les précipitations, le ruissellement concentré et diffus, les écoulements en réseau amont (entrant) et aval (sortant), l'infiltration lorsque le toit de la nappe est situé en dessous de la surface d'eau libre (Figure 2a) ou l'exfiltration (Figure 2b) dans le cas contraire, l'évapotranspiration (eau libre, sol, végétation), et éventuellement la collecte des eaux issues d'un système de drainage enterré. Les paragraphes qui suivent reviennent sur chacun de ces flux, hormis pour les flux de précipitations qui représentent un apport non significatif pour les fossés et pour lesquels il n'y a pas de références spécifiques aux fossés, leur déterminisme s'établissant à une échelle bien plus vaste.

La collecte des eaux

Les fossés ont traditionnellement été mis en place afin de collecter et canaliser les eaux, que ce soient les eaux de ruissellement de surface ou les eaux drainées, soit directement par les fossés, soit par un réseau de drains enterré. L'efficacité des fossés pour collecter ces eaux peut être jugée par rapport à la quantité d'eau captée au regard de la quantité optimale à capter. Notons que la collecte du ruissellement de surface peut être importante et constituer la source principale d'apport d'eau dans les fossés. Ainsi, sur un bassin versant agricole méditerranéen, le ruissellement hortonien² constitue le principal apport d'eau des fossés soit 45 à 74 % du volume total y transitant (Dages et al., 2009), tandis que l'interception de ruissellement en provenance des routes constitue 24 à 39 % du débit des fossés de voirie dans un bassin agricole américain en climat continental humide (Buchanan et al., 2012).

Collecte du ruissellement de surface

Les fossés captent et concentrent le ruissellement des parcelles ou routes avoisinantes (e.g. Buchanan et al., 2012; Carluer et Marsily, 2004; Girard et al., 2011; Marofi, 1999). La quantité de ruissellement captée par un fossé dépend à la fois des quantités ruisselées et de sa capacité à recevoir l'eau.

Les quantités ruisselées sont intimement liées aux processus de genèse du ruissellement, dont le déterminisme est lié aux caractéristiques de la surface amont contributive d'un fossé, et non au fossé en lui-même

La capacité du fossé à collecter l'eau de ruissellement dépend de ses capacités d'interception et de réception de l'eau. Cette dernière est d'une part liée à la capacité de stockage et donc au dimensionnement des fossés (SETRA, 2006), mais également aux propriétés d'évacuation de l'eau captée et donc au transport. Le transport est détaillé dans un paragraphe suivant. La capacité d'interception est liée à la localisation du fossé dans le bassin versant. Ainsi, la position et la longueur

² Ruissellement provoqué par un dépassement de la capacité d'infiltration du sol sous-jacent.

du fossé va déterminer la taille de l'aire drainée ou surface contributive (Levavasseur, 2012; Tucker et Bras, 1998). L'orientation du fossé par rapport à la direction de l'écoulement de surface influence également la collecte du ruissellement. Par exemple, s'ils sont perpendiculaires à la pente du versant, les fossés sont plus efficaces pour capter le ruissellement (Carluer et Marsily, 2004). Notons enfin, bien qu'aucune étude spécifique sur les fossés n'ait été recensée, l'application des concepts de la connectivité (e.g. Bracken et al., 2013) indique que le type de la connexion parcelle-bief joue aussi un rôle dans l'interception du ruissellement.

Collecte des eaux souterraines

Dans de nombreuses régions du monde, l'agriculture s'est développée sur des zones initialement humides, rendues cultivables en évacuant les excès d'eau par drainage, à partir de fossés ou de drains enterrés. Ainsi en France, environ 10 % de la SAU est drainée ("Agreste" 2010) tandis que cette proportion peut dépasser les 50 % dans certains états américains (Skaggs, 1992) ou en Ecosse (Abbot et Leeds-Harrison, 1998, cité par Blann et al., 2009).

Il y a exfiltration lorsque l'altitude du toit de la nappe est supérieure à celle de l'eau libre dans le fossé ou à celle du drain enterré. En tant que dépression topographique, le lit du fossé, de même les drains enterrés, est plus proche du toit de la nappe que les parcelles adjacentes, obligeant dans des contextes de nappe haute, l'exfiltration à se produire à leur niveau. C'est un des principes de l'assainissement agricole (e.g. Hillel, 1998; Skaggs, 1980). Le drainage enterré a fait l'objet de nombreux travaux que ce soit pour le dimensionner (Hooghoudt, 1937; Lesaffre, 1988; Skaggs, 1980), pour caractériser son impact local sur les écoulements souterrains (e.g. de Vos et al., 2002), ou de surface (e.g. Augeard et al., 2005). Ces travaux ne sont pas détaillés ici car ils vont au-delà de l'objectif de la présente synthèse bibliographique. Notons néanmoins que l'eau évacuée par les drains enterrés peut contribuer de façon très significative au débit de pointe (e.g. Loumagne and Tallec, 2013), comme au débit base dans les fossés et cours d'eau (e.g. Blann et al., 2009; Schilling et al., 2012). Ainsi, pour un bassin versant de 48 km² dans l'Illinois, Xue et al. (1998) ont montré que 86 % du débit de base provenait de l'eau drainée par les drains enterrés. Les mécanismes et impacts hydrologiques de l'exfiltration au niveau des fossés ont fait l'objet de travaux intensifs depuis les années 60 (Skaggs, 1992). Néanmoins, la distinction entre l'impact respectif du fossé et du réseau de drainage enterré auquel il est associé est délicat (e.g. Blann et al., 2009; Buchanan et al., 2012; Carluer et Marsily, 2004; Schilling et al., 2012). Outre la baisse du niveau de la nappe, les effets hydrologiques du drainage concernent principalement les caractéristiques des crues, avec une augmentation ou au contraire une diminution des pics de crues (Blann et al., 2009; Carluer et Marsily, 2004; Loumagne et Tallec, 2013) selon la nature de l'événement de crue et les caractéristiques des sols (Robinson et Beven, 1983), une diminution de la durée de récession (Adamiade, 2004; Carluer et Marsily, 2004), ou une diminution du ruissellement (e.g. Dunn et Mackay, 1996). Selon les propriétés du sol et les caractéristiques géométriques du fossé, le rabattement de nappe peut s'exercer sur une vaste étendue de nappe de part et d'autre du fossé (e.g. Marofi, 1999).

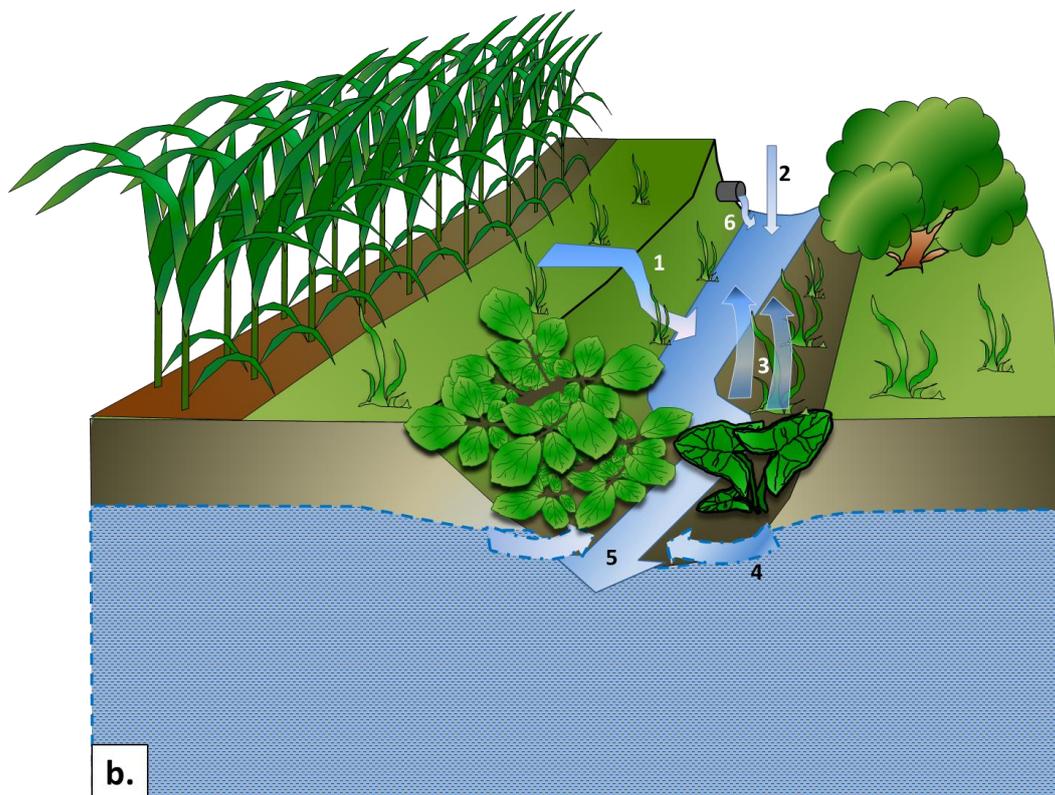
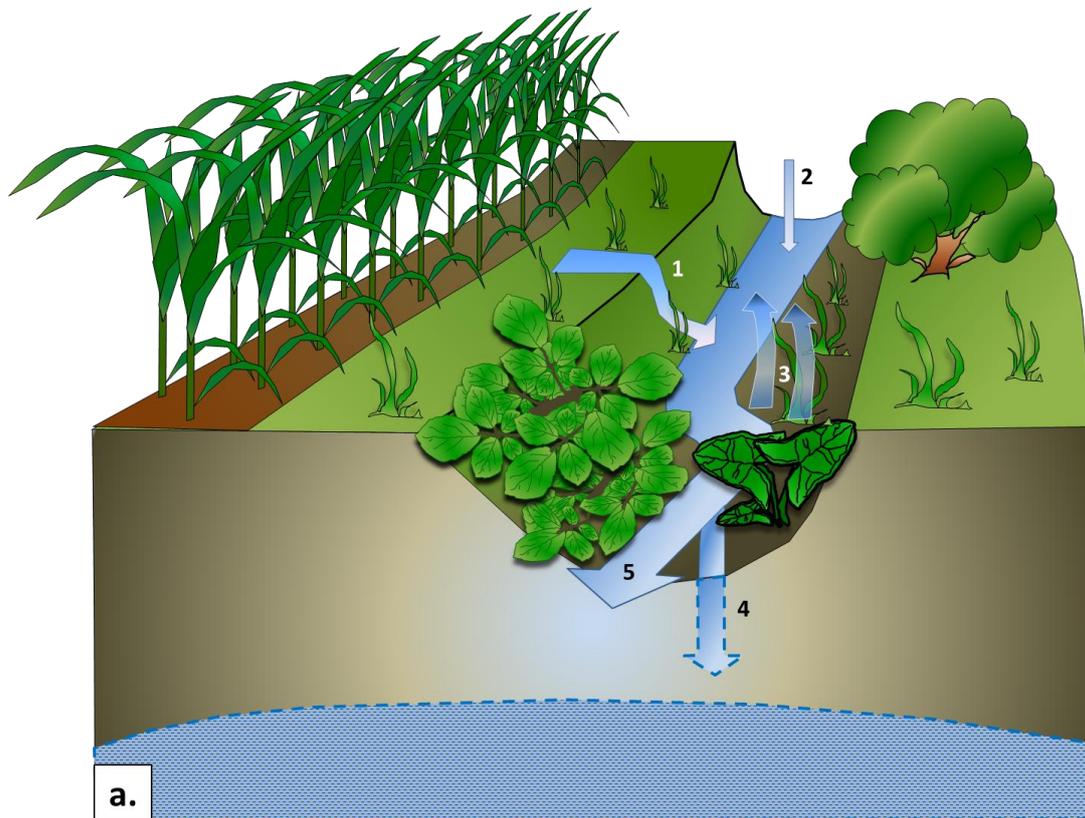
Le transfert en réseau

L'eau captée est conduite par les fossés vers l'exutoire des bassins versants et les milieux aquatiques récepteurs. Ce transfert est régi par les lois de l'hydraulique et va donc dépendre de caractéristiques géométriques du fossé telles que sa pente, sa section en travers, sa longueur, la rugosité de son lit (Scholz et Trepel, 2004) et par des singularités à l'amont ou l'aval du fossé (confluence, seuil, passage busé, etc) qui conditionnent les lois d'écoulement (Nédélec et Gay, 2008). Ainsi, des phénomènes de frottement causés par les formes du lit, la rugosité du substrat et de la végétation sont à l'origine de ralentissements importants des flux d'eau (e.g. Boutron et al., 2011; Hösl et al., 2012; Jarvela, 2002; Kröger et al., 2009; Wu et al., 1999).

La rugosité hydraulique traduit ces phénomènes de frottement ; elle est souvent décrite par le coefficient de Strickler. La détermination de la valeur de ce coefficient a déjà fait l'objet de nombreux travaux, principalement dans les cours d'eau et pour des fortes lames d'eau (e.g. Galema, 2009; Jarvela, 2002; Righetti et Armanini, 2002). Sur la base de tables disponibles dans la littérature, Lagacherie et al. (2006) recensent des valeurs entre $15 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$ pour un fossé fortement végétalisé et $50 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$ pour un fossé peu voire pas végétalisé ou curé et des valeurs entre 50 et $80 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$ pour des fossés sur socle rocheux ou bétonné. Pour les fossés végétalisés, (Crabit et al., 2011) ont en revanche déterminé expérimentalement des valeurs plus faibles, entre 3 et $11 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$. Ils expliquent cette différence par le type de végétation en place (*arundo donax* et *rubus fruticosus*), non aquatique, peu flexible et représentative des fossés intermittents du sud de la France ainsi que la faiblesse de la hauteur d'eau testée.

Pour les fossés végétalisés, la rugosité végétale domine les phénomènes de frottement (Wu et al., 1999). Cette rugosité varie en fonction de la hauteur d'eau, de la résistance ou flexibilité du végétal, de leur densité (Nepf, 2013) et du degré de submersion des végétaux (Jarvela, 2002, 2005; Wu et al., 1999) mais a toujours pour effet d'augmenter le temps de résidence hydraulique (Hösl et al., 2012; Kröger et al., 2009; Rhoads et Massey, 2012). Bien qu'il existe depuis bien longtemps des formulations empiriques de prédétermination des valeurs de rugosité (Cowan, 1956) avec des facteurs correctifs dépendant de la densité de végétation (Chow et al., 1988; Petryk et Bosmajian, 1975; Ree et al., 1977), il reste difficile de pré-déterminer une valeur de macro-rugosité de type coefficient de Strickler en fonction de caractéristiques observables fines de la végétation en place dans le fossé : espèces végétales, densité ou taux de couverture de la végétation, et motif d'implantation.

La rugosité estimée peut être très variable le long d'un réseau de fossés, y compris à l'échelle de petit bassin versant comme le mettent en avant, les tables de coefficients de Strickler disponibles dans la littérature (Lagacherie et al., 2006). Ainsi, les coefficients de Strickler du bassin versant de Roujan (Hérault, France) comme ceux du bassin versant de la Morcille (Beaujolais, France), varient entre 15 et $70 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$ (Diot, 2000; Domange, 2001).



© Jeanne Dollinger

Figure 2 : Hydrologie des fossés selon l'altitude du toit de la nappe par rapport à la surface d'eau libre : (a) position inférieure et (b) position supérieure, avec (1) collecte de ruissellement - (2) collecte de pluie - (3) ETP - (4a) infiltration - (4b) exfiltration - (5) transport (6) collecte de drainage enterré.

Les échanges surface-souterrain : infiltration versus exfiltration

Les fossés sont des excavations, au moins périodiquement en eau. Ces deux éléments leur confèrent un rôle particulier dans les échanges surface-souterrain, rôle qui varie selon la position relative du fossé et de la nappe entre exfiltration et infiltration (e.g. Girard et al., 2011). Il y a infiltration lorsque l'altitude du toit de la nappe est inférieure à celle de l'eau libre dans le fossé, il y a infiltration ; on parle aussi de pertes linéaires. La concentration des écoulements dans les fossés augmente la durée pendant laquelle l'infiltration est possible, faisant des fossés un lieu d'infiltration privilégié notamment en contexte aride ou semi-aride (e.g. Abu-Taleb, 1999; Dages et al., 2009; Sorman et al., 1997).

Le caractère infiltrant/exfiltrant d'un fossé en écoulement, peut varier dans le temps. Ces variations peuvent être lentes et embrasser de larges périodes (saisonniers) ou être au contraire rapides et se produire à l'échelle des événements de crue. Les variations saisonnières se rencontrent a priori principalement en contexte humide, avec un fonctionnement majoritaire en exfiltration, comme c'est le cas dans la plupart des zones drainées (e.g. Blann et al., 2009; Koivusalo et al., 2008; Loumagne et Tallec, 2013). Ainsi, sur le bassin versant de la Jallière (France) caractérisé par un climat océanique et des sols peu profonds sur socle peu perméable, l'exfiltration des nappes superficielles se produit en général de novembre à août (Adamiade, 2004; Debieche et al., 2006). Les périodes d'infiltration sont réputées être courtes et ne pas influencer de manière significative l'hydrologie du bassin versant. Ces périodes ne sont donc, à notre connaissance, pas ou peu étudiées (e.g. Carluer et Marsily, 2004). En revanche, en contexte moins humide, le caractère infiltrant/exfiltrant peut être soumis à une forte variabilité temporelle (e.g. Girard et al., 2011). Ceci a été démontré pour un bassin versant en contexte Méditerranéen (Marofi, 1999), mais ce phénomène est susceptible de se produire dans d'autres contextes, présentant des nappes réactives et une forte variabilité des précipitations. Ainsi, sur le bassin de Roujan (Hérault, France), un même fossé peut en quelques heures passer d'une position d'infiltration et contribuer à la recharge de la nappe à celle d'exfiltration de cette dernière, notamment pendant les crues automnales (Marofi, 1999). Notons que dans ce contexte, une portion du réseau de fossés peut être infiltrante tandis qu'au même moment, une autre peut être exfiltrante (Marofi, 1999).

Les mécanismes et impacts hydrologiques de l'infiltration au niveau des fossés ont été moins étudiés que ceux de l'exfiltration (voir section antérieure). Plusieurs études montrent cependant que, comme pour les cours d'eau intermittents, l'infiltration engendre la formation d'un mont de nappe qui peut s'étendre au-delà du lit du fossé et disparaît lorsque l'infiltration cesse (Batlle-Aguilar et Cook, 2012; Dages et al., 2008; Fernald et Guldan, 2006). Ce mont de nappe peut se former conjointement du fait de la propagation du bulbe d'infiltration et de la remontée piston de la nappe (transfert de pression et non de masse) (Dages et al., 2008).

L'intensité des échanges surface-souterrain dépend des propriétés hydrodynamiques des horizons de sols situés au niveau des parois et au fond du fossé, en particulier de leur conductivité hydraulique, ainsi que du gradient hydraulique entre l'eau transitant dans les fossés et la nappe. Les propriétés hydrodynamiques sont en général mal connues et font l'objet de calage, sous forme de coefficient d'échange dans beaucoup de modélisations hydrologiques (Carluer et Marsily, 2004; Moussa et al., 2002; VanderKwaak, 1999). La valeur de conductivité hydraulique à saturation peut être très variable d'un point à l'autre du réseau ainsi que par rapport aux parcelles adjacentes (e.g. Marofi, 1999,

Moussa et al., 2002, Elamri, 2013). Ainsi, pour le bassin versant de Roujan, Marofi (1999) et Elamri (2013) rapportent des valeurs allant de 20 à 600 mm/h pour le lit du fossé et éventuellement sa paroi, tandis que (Leonard and Andrieux (1998) rapportent des valeurs entre 5 et 35 mm/h pour les parcelles (labourée et non labourée).

Evapotranspiration

Aucune référence n'a été trouvée concernant la quantification des flux d'évaporation à partir des fossés. Cependant, même lorsqu'ils ne sont pas en eau, les fossés constituent des zones plus humides que les parcelles avoisinantes. En tant qu'excavation, les fossés représentent un lieu abrité du vent. Ces deux éléments rendent probable l'existence d'une micro-météorologie spécifique aux fossés qu'il conviendrait d'explorer.

En conclusion : un fossé constitue une zone hydrologique très active. Les processus qui s'y déroulent semblent globalement bien compris, hormis pour l'évapotranspiration. Il apparaît possible de moduler individuellement les composantes majeures du cycle hydrologique au niveau d'un fossé. Ainsi, le dimensionnement d'un fossé (longueur, largeur, forme, profondeur) intervient dans la régulation de l'interception du ruissellement, du transfert ainsi que des échanges surface-souterrain (sens et intensité). D'autres facteurs conditionnent également l'hydrologie du fossé, à l'instar de la rugosité sur le transfert en réseau ou l'infiltrabilité sur les échanges surface-souterrain. Ces deux facteurs sont susceptibles d'être modifiés par l'homme au travers de pratiques d'entretien.

Cependant, pour l'ensemble des flux considérés dans cette partie, l'analyse locale, au niveau du fossé apparaît vite limitée : la performance individuelle d'un fossé est également tributaire de son appartenance à un réseau. Ainsi, l'efficacité de l'interception du ruissellement ou du drainage de nappe, dépend également de la densité du réseau. Ces aspects seront analysés dans une partie ultérieure.

2.2.2 Transport solide

Les flux de sédiments fins et éléments grossiers dans un fossé proviennent à la fois de flux solides produits sur les parcelles connectées au fossé et éventuellement filtrés par les surfaces situées entre le fossé et les parcelles (Gumiere et al., 2011a), et de flux solides supplémentaires produits en interne au fossé par des mécanismes d'érosion des parois et d'incision du lit du fossé. Le fossé joue également un rôle de transport vers l'aval de ces sources de flux solides à l'instar des mécanismes de géomorphologie fluviale (Figure 3).

Pour ce qui est de la captation des flux solides produits sur les parcelles, ces derniers sont directement liés aux mécanismes d'érosion hydrique et donc de ruissellement sur les parcelles en amont du fossé (Tucker et Bras, 1998). Ces flux peuvent être diffus ou concentrés (Lecce et al., 2006) ; le flux sédimentaire produit au niveau des parcelles pouvant atteindre une à quelques dizaines de tonnes par hectare et par an sur le bassin versant de la Peyne (Hérault) où est présent un

dense réseau de fossés agricoles (Paroissien et al., 2010). Ce flux sédimentaire peut cependant être limité s'il n'y a pas de chemins préférentiels pour les écoulements de surface (Huang et al., 2002; Tucker et Bras, 1998), si la pente des parcelles est faible (aménagement de terrasses), la longueur de pente raccourcie³ (Levavasseur et al., 2013), s'il y a présence d'une bande enherbée (Gumiere et al. 2011), etc. Lorsque le ruissellement sur les parcelles devient important et concentré, suivant l'humidité du sol, l'itinéraire technique des cultures ou encore la saison (Lecce et al., 2006), il peut provoquer la formation d'incisions linéaires de type rigole, voire ravine, qui connectent les parcelles aux fossés.

Selon Lecce et al. (2006) et Tucker et Bras (1998), il semble que ces incisions linéaires peuvent constituer, une source importante de sédiments reçus par les fossés.

Enfin, une autre source potentielle de flux solide capté directement par les fossés, sans transfert hydrique associé, est liée aux opérations de travail du sol en bord de fossé sur les parcelles (dernier rang de labour sur-versant dans le fossé). Aucun élément n'est cependant disponible dans la littérature pour confirmer cette hypothèse et quantifier les flux.

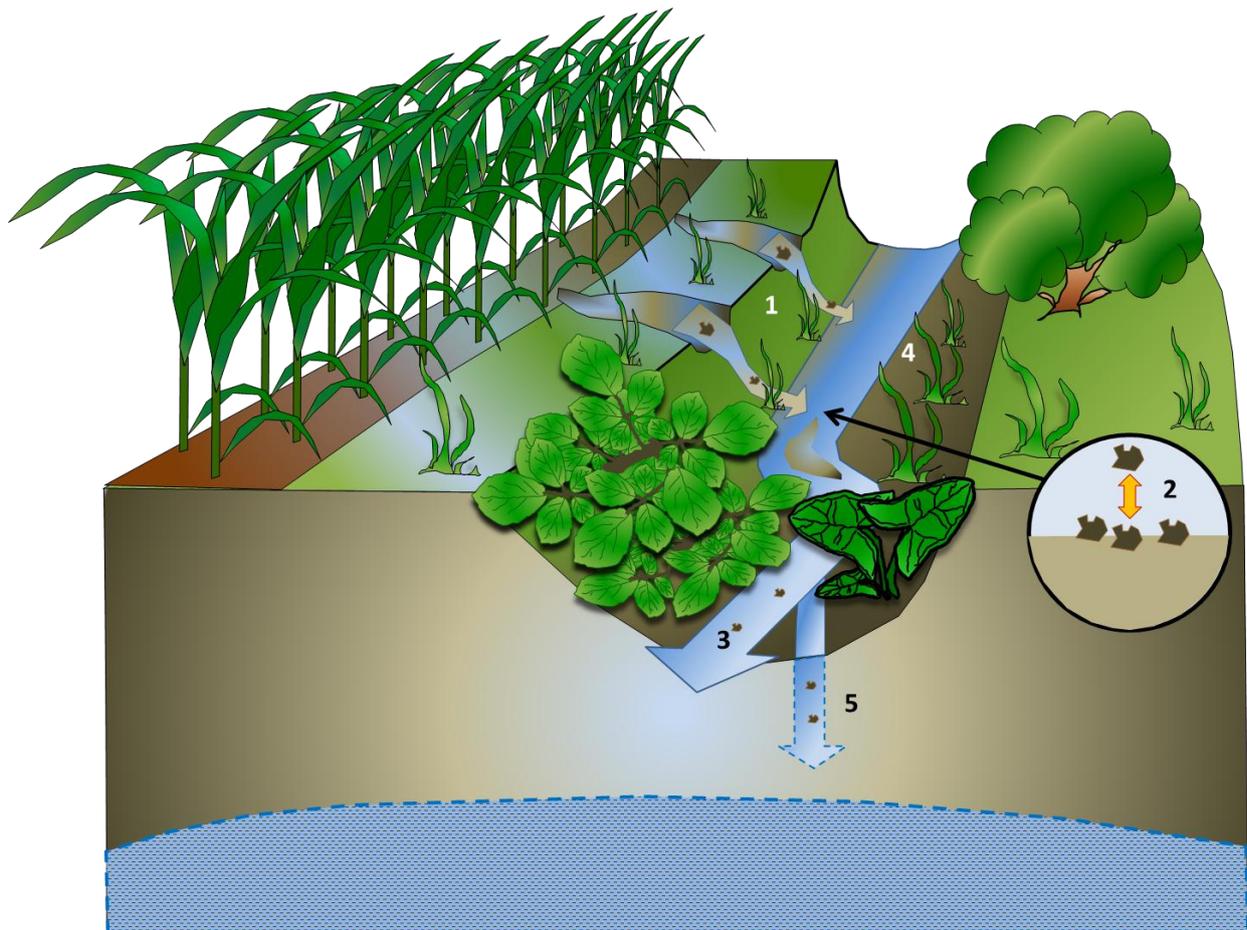
Pour ce qui relève de l'érosion interne au fossé, l'érosion des parois ou berges constitue également un apport de sédiments aux fossés mais ce phénomène reste généralement mineur selon Lecce et al. (2006), par rapport à l'apport de sédiments provenant des parcelles. Notons qu'en théorie, une partie de l'érosion observée des parois du fossé pourrait également provenir 1) des opérations d'entretien par fauchage ou faucardage 2) par effondrement de berges instables du fait d'un recalibrage du fossé suivant des fruits de parois trop prononcés et 3) de parcours et terriers animaliers (rongeurs). Cependant, à notre connaissance aucune étude publiée ne comporte des observations permettant de quantifier l'importance de ces processus.

Les processus de transport solide au sein d'un fossé sont a priori les processus usuels du transport solide en rivière, soit par roulage-charriage près du fond, soit en suspension dans toute la section d'écoulement (Degoutte, 2012). Ces processus sont conditionnés essentiellement par l'hydraulique (distribution des vitesses d'écoulements) et la granulométrie du substrat et/ou des particules en suspension (Engelund et Hansen, 1967), sous hypothèse de sédiments non-cohésifs (Degoutte, 2012).

Ainsi, les sédiments passent par plusieurs cycles de dépôt, charriage ou remise en suspension (respiration sédimentaire) en fonction des événements et le long du fossé au gré des changements de vitesse (ruptures de pente, confluences, obstacles et végétation rencontrée) et en fonction de la granulométrie sédimentaire (Needelman et al., 2007). Les auteurs font l'hypothèse que les fossés agissent plutôt comme des puits à sédiments permanents du fait d'opérations d'exportations par curage fréquentes (en moyenne une fois tous les 10 ans selon Levavasseur (2012)), ce qui pourrait expliquer les différences de taux de sédiments exportés dans un rapport de 10 à 50 entre la parcelle et le petit bassin versant (Raclot et al., 2009 ; Newson, 1980). Comme dans un cours d'eau ou une bande enherbée (Gumiere et al., 2011a), la diminution de la vitesse des flux dans un fossé végétalisé

³ Une fonction des fossés antiérosifs disposés perpendiculairement à la pente est de raccourcir la longueur de pente.

qui est engendrée par la rugosité végétale induit une sédimentation des particules et l'adsorption de colloïdes sur les plantes (Fiener et Auerswald, 2003; Hösl et al., 2012; Needelman et al., 2007). La sédimentation importante des particules dans les fossés végétalisés a été mise en évidence par exemple, par Moore et al. (2010) qui observent que seulement 28 % des particules en suspension introduites à l'amont d'un bief sont retrouvées dans la colonne d'eau à l'aval d'un fossé végétalisé contre 95 % pour un fossé non végétalisé.



© Jeanne Dollinger

Figure 3 : Transport sédimentaire - (1) apports latéral de sédiments - (2) sédimentation, re-suspension - (3) transport de sédiments (charriage, suspension) - (4) érosion des berges - (5) infiltration de particules

Au sein d'un fossé, la sédimentation semble donc principalement contrôlée par la réduction de la vitesse des flux, le tamisage des particules par la végétation et l'infiltration du ruissellement chargé de particules fines (Fiener et Auerswald, 2003).

En l'absence de références suffisantes sur le transport sédimentaire dans les fossés, l'analogie avec le transport solide des rivières ne peut être totale. Elle est, par exemple, peut-être plus proche de celle des bandes enherbées pour la quantification des effets de végétalisation sur le transport sédimentaire. De plus, le caractère anthropique marqué d'un fossé (tracé linéaire dans un lit

fortement incisé avec des berges 'dures', confluence à angle imposé, pentes imposées, prélèvement irrégulier des sédiments lors d'opérations d'entretien, réduction parfois brutale de la section d'écoulement) perturbe en permanence la capacité de transport solide, le régime d'écoulement (fluvial à torrentiel) (Nédelec, 2005). Car comme le souligne Degoutte (2012), la plupart des lois établies du transport solide ne sont « valables que pour des cours d'eau qui se déplacent dans leurs propres alluvions, celles qu'ils ont eux-mêmes transportées et qu'ils pourront à nouveau « reprendre ».

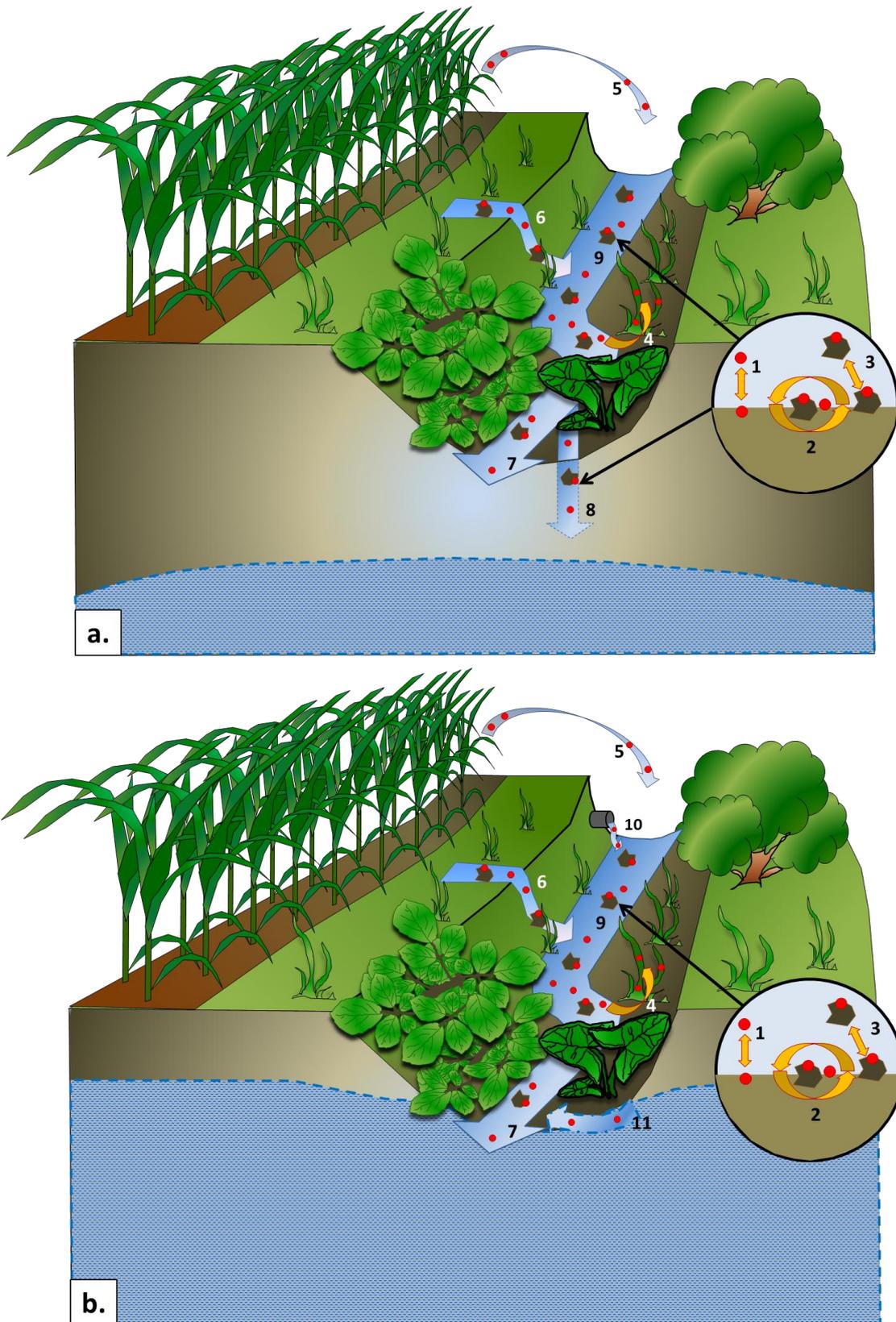
En conclusion : Il n'existe que quelques références sur l'étude des processus de transport solide dans les fossés : ces études portent essentiellement sur les effets de la végétalisation des fonds de fossés sur le transport sédimentaire. La quantification des flux sédimentaires dans les fossés et leur origine n'est relevée que dans peu d'articles dans la littérature. Il existe un réel déficit de référence. Par ailleurs, du fait de leur caractère anthropique, de leur dimension et de leur géométrie, on peut supposer que les fossés présentent une hiérarchie des mécanismes de transport solide qui ne suit pas les lois habituelles rencontrées sur les fleuves et cours d'eau naturels.

2.2.3 Transport et devenir des solutés

Les apports de contaminants, pesticides ou nutriments, dans les fossés sont étroitement liés aux flux hydriques et sédimentaires (Kao et al., 2002; Tang et al., 2012). Ces apports peuvent se faire de manière directe par interception de ruissellement chargé en contaminants sous forme dissoutes ou associés aux particules ainsi que de manière indirecte par lixiviation au niveau des parcelles puis drainage des nappes (Kao et al., 2002). Pour les pesticides, la dérive lors de l'application sur les parcelles avoisinantes ainsi que l'épandage direct sur le fossé, pour assurer son entretien, constituent aussi des voies d'apport potentiellement significatives (Levavasseur, 2012; Tang et al., 2012).

Dans les fossés plusieurs composants sont susceptibles de servir de support à des processus de sorption des pesticides et nutriments engendrant leur rétention au sein des biefs (Margoum et al., 2006; Nguyen et Sukias, 2002; Vallée et al., 2014). Les processus d'absorption par la végétation et de dégradation biotique et abiotique peuvent également être à l'origine de l'abattement des concentrations des flux de solutés transitant par les fossés (Branger, 2003; Jiang et al., 2007; Smith et Pappas, 2007).

Les contaminants non retenus dans les fossés, qu'ils soient dégradés ou non, sont transportés vers l'aval du bief puis du réseau vers le milieu aquatique récepteur (e.g. Branger, 2003; Kao et al., 2002; Louchart et al., 2001; Needelman et al., 2007). Au cours de leur cheminement le long des fossés, ils sont successivement dilués par l'apport d'eau moins chargée, ou concentrés (Kao et al., 2002). Par ailleurs, si le niveau de la nappe est situé sous le fond du fossé, les flux d'eau infiltrés peuvent entraîner un phénomène de lixiviation des contaminants notamment dans le cas de contaminants hydrophiles (nutriments, pesticides polaires ou à tendance polarisable) qui sont peu retenus dans les sols.



© Jeanne Dollinger

Figure 4 : Transport et devenir des solutés en situation de basse nappe (a) et haute nappe (b) - (1) sorption/desorption - (2) dégradation biotique et abiotique (photolyse, hydrolyse) - (3) sédimentation de particules chargées en polluants - (4) absorption par les plantes - (5) dérive - (6) apports par ruissellement - (7) transport sous forme dissoute et/ou particulaire - (8) infiltration sous forme dissoute et/ou particulaire - (9) dilution - (10) apports par les eaux de drainage - (11) apports par exfiltration

L'ensemble de ces processus, impliqués dans le transport et le devenir des solutés au sein des biefs sont résumés dans la figure 4. Ces processus sont détaillés dans les paragraphes qui suivent, en commençant par le transport et le devenir des pesticides puis des nutriments. Notons que des phénomènes d'érosion éolienne et de volatilisation sont également susceptibles de se produire. Nous ne les avons pas représentés car nous les pensons non significatifs à cette échelle. En outre, il n'existe pas de littérature spécifique à leur sujet.

Transport et devenir des pesticides

Apport par les eaux collectées par les fossés et par dérives

Dans les eaux de ruissellement, les pesticides sont généralement transférés sous forme dissoute (Gouy, 2012), mais dans le cas de fortes charges particulières et de pesticides ayant un fort pouvoir adsorbant, le transport associé aux particules peut devenir prépondérant (Tang et al., 2012)

La quantité des pesticides retrouvés dans les eaux de ruissellement dépend de nombreux facteurs notamment le délai entre l'épandage et la première pluie ruisselante (Louchart et al., 2001; Tang et al., 2012). A l'échelle annuelle, elle peut atteindre jusqu'à 6 % de la dose appliquée. C'est le cas, par exemple, pour les herbicides diuron ou métolachlore épandus en vignobles (e.g. Louchart et al., 2001; Tang et al., 2012). Dans certains cas, les fortes pentes aggravent les pertes en pesticides au niveau des parcelles soit, en moyenne, 2 % de pertes pour une pente de moins de 3 % contre 5 % de pertes pour une pente de plus de 10 % (Domange, 2001). Les taux de pesticides lixiviés au niveau des parcelles et atteignant les biefs par les arrivées de réseaux de drainage enterrés sont généralement de l'ordre de <0,1 à 1 % de la dose appliquée mais peuvent occasionnellement atteindre 4 % si la macroporosité du sol est importante (Garon-Boucher, 2003; Tang et al., 2012; Voltz et Louchart, 2001). La dérives de pesticides lors de l'épandage constitue un apport ponctuel dans le temps mais très intense de pesticides dans les fossés ; l'apport peut représenter de 10 à 50 % de la dose appliquée sur la parcelle adjacente (Garon-Boucher, 2003; ONEMA, 2009; Tang et al., 2012). La quantité de pesticides ainsi apportée aux fossés dépend des caractéristiques des berges du fossé (présence de ripisylve par exemple) et du respect ou non d'une zone non-traitée (ONEMA, 2009). La dérives lors de l'épandage de produits phytosanitaires peut par exemple, atteindre 24 m dans les vignobles (Italie) (Tang et al., 2012) et engendrer des concentrations de chlorpyrifos de plus de 1 µg/l dans le fossé adjacent lors du traitement de luzerne (USA) malgré la présence d'une zone non traitée de 30 m (Gill et al., 2008). Une autre voie d'apport ponctuelle, mais pouvant également engendrer des apports très intenses, est l'épandage direct sur le fossé pour assurer son entretien. Levavasseur (2012) recense par exemple, que 28 % des fossés sont désherbés chimiquement sur le bassin versant de la Peyne (Hérault, France).

Sorption/Désorption

Dans les fossés plusieurs composants sont susceptibles de servir de support à des processus de sorption des pesticides. Les sédiments, la végétation morte ou vivante, les débris de bois ou encore la matière organique en voie de décomposition sont autant de supports plus ou moins efficaces aux processus de sorption des pesticides (Carlier, 1999; Margoum et al., 2006; Needelman et al., 2007;

Nguyen et Sukias, 2002; Vallée et al., 2014; Wan et al., 2006). L'importance relative de ces différents substrats dans les processus de sorption varie selon les pesticides considérés induisant une répartition différente dans les compartiments du fossé que constituent la végétation, les sédiments et la colonne d'eau (Tableau 2). Le Tableau 1 indique la répartition de quelques pesticides entre ces 3 compartiments pour différents cas d'études.

Tableau 1 : Répartition des pesticides dans les différents compartiments des fossés, végétation, sédiments et colonne d'eau

Molécule	proportion associée aux sédiments (%)	proportion associée à la végétation (%)	proportion associée à la colonne d'eau (%)	référence
λ-cyhalothrin log Kow = 6,9	48,5 44,6	0,4 0,5	51,1 54,9	Mahabali et Spanoghe, 2014
Permethrin log Kow = 6,1	90	10		Moore et al., 2011
	50	33	17	Moore et al., 2008
	95		5	Moore et al., 2009
Chlorpyrifos log Kow = 4,9	84	16		Moore et al., 2011
	10	40	50	Crum et al., 1999
Linuron log Kow = 3,2	6	1,1	92,9	Crum et al., 1999
Imidacloprid log Kow = 0,57	17,3	78,9	3,8	Mahabali et Spanoghe, 2014
	15,4	0,5	84,1	

Il est généralement admis que la matière organique est le support préférentiel des processus de sorption des pesticides et notamment la matière organique en voie de décomposition (Carluer, 1999; Vallée et al., 2014).

La répartition des pesticides entre les différents compartiments rapportée dans le tableau 1 pourrait donc être liée au taux et à la qualité de la matière organique qu'ils contiennent tout comme aux propriétés physico-chimiques des pesticides considérés. Des études en laboratoire ont permis de déterminer plus finement le pouvoir de sorption des différents substrats de fond de fossé vis-à-vis des pesticides et, pour la plupart, de les mettre en relation avec leur teneur en matière organique (Tableau 2). Le pouvoir de sorption des différents substrats est décrit le plus souvent par l'isotherme de Freundlich :

$$Q_{e \text{ ads}} = K_f C_e^n$$

Avec $Q_{e \text{ ads}}$ la quantité adsorbée à l'équilibre (mg/kg), C_e la concentration en phase aqueuse à l'équilibre et K_f ($\text{mg}^{1-n}\text{kg}^{-1}\text{l}^n$) et n les paramètres de l'isotherme.

La normalisation des coefficients de sorption par la teneur en matière organique, Koc, révèle une forte variabilité selon les différents substrats (Passeport et al., 2011; Vallée et al., 2014). Ceci peut être dû aux degrés d'humification différents de la matière organique pour ces substrats mais aussi à l'influence d'autres paramètres du système (Vallée et al., 2014). Ainsi, les mécanismes de sorption des pesticides polaires ou à tendance polarisable tels la simazine, le diuron, l'isoproturon, le MCPA, le sulfosulfuron ou encore le glyphosate ont été décrits comme fortement dépendant du pH (sorption plus importante à pH faible), du taux d'argile et de la CEC (Brown et al., 2004; Ulén et al., 2013; Vallée et al., 2014). D'autres paramètres tels que la surface spécifique, le ratio liquide/solide ou la formulation influencent également les mécanismes de sorption des pesticides (Garon-Boucher, 2003; Margoum et al., 2006). Toute modification des conditions environnementales comme la température, le potentiel REDOX, ou l'hydrochimie peut amener à la création de nouveaux équilibres et à la désorption de molécules préalablement adsorbées (Passeport et al., 2011). Les processus de désorption semblent également varier selon les pesticides et les conditions environnementales. Ainsi la désorption du linuron des tiges et racines de sorgho semble très rapide et quasi totale (Crumrkz et al., 1998) tandis que la désorption du diuron, de l'isoproturon et du diflufenicanil est de l'ordre de 15 % même après un temps de contact très court lors de la phase préalable de sorption (Garon-Boucher, 2003).

A l'échelle du fossé, le temps de rétention hydraulique qui traduit le temps de contact potentiel des pesticides avec les différents substrats, le degré de submersion et les formes du fond ont une influence majeure sur tous les processus de sorption et a fortiori de désorption des pesticides (Boutron et al., 2011; Elsaesser et al., 2013; Garon-Boucher, 2003; Stehle et al., 2011).

Bien que l'abattement des concentrations de pesticides dans les fossés soit principalement imputable aux processus de sorption, d'autres processus peuvent aussi y contribuer. Ainsi, la sédimentation de particules chargées en pesticides est partiellement responsable de l'abattement des concentrations de pesticides hydrophobes tels les pyréthrinés. En effet, 62 à 93 % des pyréthrinés sont associées à la phase particulaire dans la colonne d'eau des fossés (Budd et al., 2009). La sédimentation de ces particules peut donc induire un abattement considérable.

Tableau 2 : Sorption de pesticides (K_f , n) sur différents substrats typiques des fossés ou zones humides

Molécule	substrat	K_f ($\text{mg}^{1-n}\text{kg}^{-1}\text{l}^{-1}$)	n	Référence
Carbendazim log Kow = 1,52	<i>Chara globularis</i> (36% MO)	5	1	Crum et al. 1999
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	140	1	
isoproturon log Kow = 2,5	sédiment (1,94% OC)	4	0,93	Passeport et al. 2011
	sédiment (1,62% OC)	3	0,95	
	sédiment Roujan (0,98% OC)	240	1	Garon-Boucher 2003
	sédiment la Jallière (2,1% OC)	360	1	
	sédiment	1,2	0,96	Passeport et al. 2011
	sédiment	7,5	1	
	végétation zone humide	41	0,99	Garon-Boucher 2003
	végétation zone humide	61	0,96	
feuilles mortes (48,2% OC)	128	1		
Humus (43% OC)	51	1		
Metazachlor log Kow = 2,5	sédiment (1,94% OC)	4	1,01	Passeport et al. 2011
	sédiment (1,62% OC)	5	1,03	
	végétation zone humide	60	1,02	
Diuron log Kow = 2,68	sédiment	4,5	0,96	Garon-Boucher 2003
	sédiment Roujan (0,98% OC)	420	1	
	sédiment la Jallière (2,1% OC)	360	1	
	sédiment	10	1	
	feuilles mortes (48,2% OC)	430	1	
	Humus (43% OC)	260	1	
végétation	253	0,91		
Epoxiconazole log Kow = 3,3	sédiment (1,94% OC)	408	1,19	Passeport et al. 2011
	sédiment (1,62% OC)	155	1,08	
	végétation zone humide	902	1,06	
Ethoprophos log Kow = 3,59	<i>Chara globularis</i> (36% MO)	9	1	Crum et al. 1999
	<i>Elodea nuttallii</i> (86% MO)	20	1	
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	48	1	
Diazinon log Kow = 3,81	<i>Chara globularis</i> (36% MO)	38	1	Crum et al. 1999
	<i>Elodea nuttallii</i> (86% MO)	240	1	
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	70	1	
Parathion log Kow = 3,83	<i>Elodea nuttallii</i> (86% MO)	490	1	Crum et al. 1999
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	260	1	
Prochloraz log Kow = 4,10	<i>Chara globularis</i> (36% MO)	130	1	Crum et al. 1999
	<i>Elodea nuttallii</i> (86% MO)	370	1	
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	370	1	
Coumaphos log Kow = 4,13	<i>Chara globularis</i> (36% MO)	310	1	Crum et al. 1999
	<i>Elodea nuttallii</i> (86% MO)	1790	1	
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	530	1	
diflufenicanil log Kow = 4,9	sédiment	42	0,71	Garon-Boucher 2003
	sédiment Roujan (0,98% OC)	2480	1	
	sédiment la Jallière (2,1% OC)	2290	1	
	Humus (43% OC)	6000	1	
	végétation	1095	0,96	
Chlorpyrifos log Kow = 4,9	<i>Chara globularis</i> (36% MO)	2126	1	Crum et al. 1999
	<i>Elodea nuttallii</i> (86% MO)	1660	1	
	<i>Lemna gibba</i> (87% MO)	2150	1	

Absorption

L'absorption par les plantes peut également être à l'origine de l'abattement de pesticides sous forme dissoute (Branger, 2003). Cependant, si une proportion non négligeable de pesticides, linuron, pyréthrin, chlorpyrifos ou encore carbaryl, est souvent détectée dans la végétation, la distinction entre adsorption et absorption est rarement faite (Bennett et al., 2005; Crumrkz et al., 1998; Kröger et al., 2009; Moore et al., 2011). Les pesticides linuron, carbaryl et perméthrin ont été détectés principalement dans les racines et dans une moindre proportion, dans les pousses (Garcinuño et al., 2006).

Dégradation biotique et abiotique

Les processus de dégradation biotique et abiotique des pesticides sont aussi impliqués dans l'abattement des concentrations des flux transitant dans les fossés. Ceci est mis en évidence par exemple par la détermination des temps de demi-vie (diminution de 50 % de la concentration initiale excluant les processus de sorption) courts soit 7 à 12 jours pour le linuron, environ 1 jour pour la cyhalothrin et 10 jours pour le primidaclorid, lors d'expérimentation dans des fossés végétalisés où l'eau est stagnante (Crumrkz et al., 1998; Mahabali et Spanoghe, 2014). De plus, Bennet et collaborateurs (2005) ont mis en évidence la présence de métabolites des pyréthrin dans les fossés végétalisés. Ces processus restent cependant mal connus et peu étudiés pour les pesticides.

Lixiviation

Les flux d'eau infiltrés peuvent entraîner un phénomène de lixiviation des pesticides. Ce phénomène a été mentionné pour le cas spécifique des fossés mais très peu étudié (e.g. Louchart et al., 2001 ; Dagès et al., 2009 ; Branger, 2003 ; Carluet et Marsilly, 2004). Cependant, par analogie avec le fonctionnement des bandes enherbées, on peut supposer que ce processus d'infiltration peut être à l'origine de transferts conséquent vers les nappes notamment dans le cas de pesticides polaires ou à tendance polarisable qui sont peu retenus dans les sols. Dans les bandes enherbées, les flux préférentiels dans la macroporosité sont le mécanisme principal à l'origine de la lixiviation des pesticides, particulièrement quand le flux d'eau infiltré est élevé (Delphin et Chapot, 2001; Tang et al., 2012). En effet, plus le taux d'infiltration dans un sol végétalisé est important, moins les processus physico-chimiques ont le temps d'atteindre l'équilibre et donc d'être retenus (Dousset et al., 2010; Lacas et al., 2012).

Transport et devenir des nutriments

Apport par les eaux collectées par les fossés

La proportion de nutriments, azote et phosphore inorganiques, exportée par les eaux de ruissellement dépend essentiellement de la saison mais également d'autres facteurs tels que l'intensité des pluies, l'itinéraire technique et la couverture végétale de la parcelle amont (Edwards et Withers, 2008; Kröger et al., 2008). Les apports d'azote et phosphore aux fossés par les flux de

ruissellement ont principalement lieu pendant la saison hivernale ou printanière (Edwards et Withers, 2008; Kröger et al., 2008). En général le transport dans les eaux de ruissellement s'opère essentiellement sous forme dissoute pour l'azote alors que pour le phosphore, le transport sous forme dissoute ne représente que 25 à 50 % du phosphore total (Edwards et Withers, 2008; Nguyen et Sukias, 2002). Les gammes de concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement s'étendent de 0,7 à 1021 mg/l pour l'azote totale et de 0,02 à 247 mg/l pour le phosphore. Les concentrations moyennes d'azote et phosphore dans ces flux ont été évaluée respectivement à 183 et 30 mg/l (Neal et Heathwaite, 2005).

Environ 90 % du phosphore exporté transite par les flux de ruissellement alors que 70 à 90 % de l'azote exportée est associée aux flux de drainage enterré (Edwards et Withers, 2008; Kröger et al., 2008, 2007a). Il est cependant très difficile d'évaluer la proportion de la dose annuelle exportée pour ces différents flux car les nutriments ont tendance à s'accumuler dans les sols et la végétation et peuvent être relargués suite à divers processus microbiens (Kröger et al., 2008). Les flux de nutriments peuvent être très épisodiques et restreint à des zones géographiques spécifiques (Edwards et Withers, 2008).

Sorption/Désorption

Le phosphore est susceptible de subir des processus de sorption au sein des biefs, ce qui ne serait a priori, pas le cas de l'azote. La sorption du phosphore se fait principalement sur les sédiments des fossés (Needelman et al., 2007; Nguyen et Sukias, 2002). Les complexes fer-acide humique et aluminium-acide humique jouent un rôle important dans les mécanismes de sorption du phosphore sur les sédiments (Nguyen et Sukias, 2002). La sorption du phosphore sur les complexes fer-acide humique est caractérisée par des liaisons de faible énergie tandis que la sorption sur les complexes aluminium-acide humique résulte de liaisons à plus haute énergie (Neal et Heathwaite, 2005). La rétention de phosphore sur les sédiments est donc plus ou moins réversible en fonction de la proportion d'hydroxydes de fer et d'aluminium. La sorption du phosphore sur les particules de sédiments est directement proportionnelle à leur granulométrie soit une sorption plus faible sur les particules fines (Nguyen et Sukias, 2002). Les particules fines sont cependant aussi celles qui sont transportées préférentiellement le long des fossés (Nguyen et Sukias, 2002). Le phosphore est également susceptible de précipiter après formation de complexes avec le calcium. Tous ces mécanismes sont fortement dépendant de l'hydrochimie et notamment du potentiel Redox et du pH (Nguyen et Sukias, 2002; Smith et Pappas, 2007). Les sédiments des fossés peuvent donc être à la fois puits et source de phosphore selon les paramètres de l'hydrochimie et les caractéristiques des sédiments (Smith et Pappas, 2007).

Absorption

Les plantes de zones humides absorbent généralement de l'ordre de 5 % des flux de nutriments transitant dans les fossés (Kröger et al., 2007b). La quantité de nutriments assimilée par les plantes dépend de leur concentration dans la colonne d'eau. Ainsi, si la colonne d'eau est très chargée en nutriments les végétaux absorberont une plus grande quantité d'azote et de phosphore (Kröger et

al., 2007b). Par exemple, pour un fossé végétalisé du Mississippi (USA), le taux d'assimilation est augmenté de 2 et 7 mg/g de plante de phosphore est d'azote respectivement pour une eau chargée par rapport à une eau peu chargée (Kröger et al., 2007b). Il y a cependant une importante variation saisonnière de l'absorption des nutriments par les plantes car ce processus est étroitement lié à la croissance végétale qui est réduite en hiver (Kröger et al., 2008, 2007b). Par ailleurs, la sénescence de la végétation peut provoquer un relargage conséquent de nutriments préalablement assimilés, soit 90 à 93 % pour un fossé du Mississippi (USA) (Kröger et al., 2007b).

Transformations biotique et abiotique

L'abattement des concentrations de nitrates serait essentiellement liée à l'activité biologique alors que la diminution des concentrations d'ammonium et de phosphore résulterait de processus physico-chimiques (Birgand, 2000; Smith et Pappas, 2007). Il est cependant très difficile d'étudier l'importance relative de ces processus car, dans le cas de l'azote, les espèces majoritaires NO_3^- , NH_4^+ et NO_2^- font l'objet d'interactions complexes et simultanées résultant des processus de nitrification, dénitrification et assimilation. Il y a, par ailleurs une manque d'informations sur les processus conduisant à la rétention ou dégradation du phosphore au sein des fossés (Kröger et al., 2008).

Lixiviation

La lixiviation des nutriments n'a, à notre connaissance, pas été décrite dans la littérature. Les études recensées sur les nutriments ont en effet été réalisées uniquement sur des fossés en condition d'exfiltration.

En conclusion : les ordres de grandeur des flux de pesticides collectés par les fossés selon les différentes voies d'entrée, eaux de ruissellement, eaux de drainage et dérive ont fait l'objet de plusieurs études et sont relativement bien connus. Les processus de sorption des pesticides sur les différents substrats de fossés seraient le mécanisme prédominant à l'origine de l'abattement des concentrations des flux de pesticides transitant dans les fossés. Un certain nombre de facteurs notamment ceux liés à l'hydrochimie et l'hydrodynamique ont été identifiés comme ayant une influence sur ces processus. L'absorption par les plantes et la dégradation biotique et abiotique seraient également à l'origine d'un abattement des concentrations. Ces processus n'ont cependant été que très peu décrits dans le cas des fossés et leur importance reste à déterminer. Il est par ailleurs supposé, par analogie aux processus de transferts au sein des bandes enherbées, que les flux d'infiltration d'eau dans les biefs occasionneraient un processus de lixiviation des pesticides polaires ou à tendance polarisables (Lacas et al., 2012).

Les flux de nutriments collectés par les fossés selon les différentes voies d'entrée, eaux de ruissellement et eaux de drainage sont peu connus et sont soumis à une forte variabilité spatio-temporelle. L'abattement des concentrations de nitrates serait essentiellement lié à l'activité biologique (assimilation par les plantes et microorganismes) alors que la diminution des concentrations d'ammonium et de phosphore résulterait plutôt de processus physico-chimiques. Les

processus à l'origine de la réduction des concentrations en nutriments au sein de fossés sont très complexes et peu connus.

2.2.4 Processus écologiques

La concentration des flux d'eau dans les fossés induit une modification de l'humidité du sol et la présence d'écoulements plus ou moins éphémères. A ce titre les fossés peuvent être considérés comme des zones humides (Kröger et al., 2009). Ils sont également caractérisés par des conditions physico-chimiques similaires à celles de petits lacs ou cours d'eau (Verdonschot et al., 2011). Les fossés sont donc des écosystèmes uniques qui combinent des caractéristiques de cours d'eau et de zones humides (Needelman et al., 2007). Leur singularité réside dans le fait qu'ils sont des écotones et donc le siège d'échanges importants avec la matrice terrestre avoisinante (Herzon et Helenius, 2008). Les fossés constituent donc des écosystèmes complexes constitués de nombreux habitats et micro-habitats aquatiques, souterrains et terrestres, avec parfois plusieurs strates végétales (Marja et Herzon, 2012). Ils abritent une biodiversité importante du fait de la diversité des habitats et micro-habitats (Figure 5) ainsi que du plus faible niveau de perturbation par rapport aux parcelles avoisinantes souvent intensivement cultivées (Herzon et Helenius, 2008).

Selon les caractéristiques de la végétation du fossé et de ses berges, la présence d'un fossé peut jusqu'à doubler le nombre d'espèces d'oiseaux présents dans une zone arable en fournissant abris, source d'eau et de nourriture (Arnold, 1983; Herzon et Helenius, 2008; Marja et Herzon, 2012). Cependant l'accroissement de la diversité aviaire est plus liée à la présence d'une strate arborée sur les bordures qu'aux caractéristiques inhérentes au fossé (Arnold, 1983; Marja et Herzon, 2012). Cette diversité est également conditionnée par les cultures avoisinantes (Marja et Herzon, 2012).

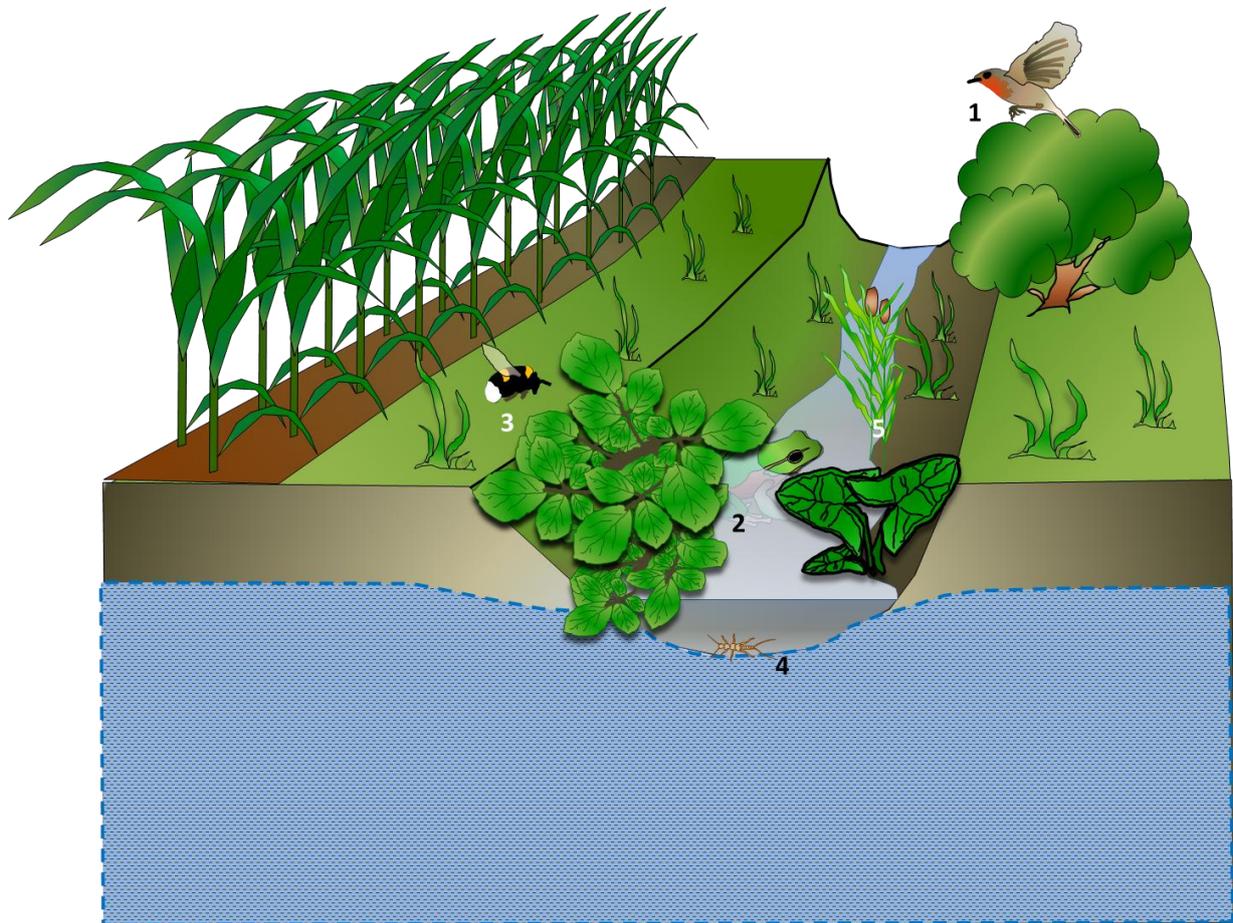
Les amphibiens sont généralement peu abondants dans les paysages agricoles intensifs (Herzon et Helenius, 2008). La présence de fossés permet cependant leur maintien dans ces paysages. Les fossés sont en effet souvent asséchés en fin d'été, ce qui élimine la présence de poisson prédateurs permettant aux grenouilles et tritons de s'y développer (Herzon et Helenius, 2008).

Les fossés représentent également des refuges, des sources de nourriture et des couloirs de déplacement pour les insectes utiles, pollinisateurs, ou ravageurs (Herzon et Helenius, 2008).

Les fossés fournissent des conditions idéales de croissance pour une grande diversité d'espèces de plantes aquatiques ou de zones humides telles que *Elodea nuttallii* en raison de la faible profondeur de leur lame d'eau (Elsaesser et al., 2013; Twisk et al., 2003). Les plantes aquatiques retrouvées dans les fossés sont probablement issues de la flore des marais présente avant drainage (Herzon et Helenius, 2008). La diversité floristique des fossés est conditionnée par celle des parcelles avoisinantes (Herzon et Helenius, 2008; Manhoudt et al., 2007). A l'inverse, les fossés peuvent également faciliter le maintien et la propagation d'adventices (Herzon et Helenius, 2008). La majorité des études de diversité floristique dans les fossés ont été réalisées sur des fossés drainant, en eau une grande partie de l'année. Peu de choses sont connues sur la diversité floristique des fossés infiltrants.

La présence de végétation mais aussi la permanence du flux d'eau et le niveau d'eau dans les fossés influencent la présence de nombreux invertébrés benthiques (Herzon et Helenius, 2008; Williams et

al., 2004). Ainsi, la richesse spécifique d'invertébrés benthiques des fossés drainants, caractérisés par un débit de base sur une majeure partie de l'année, est plus élevée que celle des petits cours d'eau et petits lacs (Simon et Travis, 2011; Verdonschot et al., 2011), tandis que celle des fossés caractérisés par une fluctuation importante de la hauteur d'eau est plus faible que celle des cours d'eau (Williams et al., 2004).



© Jeanne Dollinger

Figure 5 : processus écologiques - (1) constitution de micro-habitats pour la faune aviaire - (2) constitution de lieu de reproduction privilégié des amphibiens - constitution de micro-habitats pour les pollinisateurs - (4) constitution de micro-habitats pour les macro-invertébrés benthiques - (5) développement de plantes aquatiques ou de zones humides

En conclusion : les processus ayant trait au fonctionnement écologique des fossés ont déjà fait l'objet d'un certain nombre d'études et de synthèses. La plupart de ces études sont cependant réalisées en contextes de fossés drainant caractérisés par un débit bas sur une majeure partie de l'année. L'influence du caractère intermittent des flux d'eau sur les processus écologiques dans les fossés infiltrant est peu connue. Il n'existe par ailleurs que peu d'études décrivant ces processus dans les différents contextes pédoclimatiques du territoire français.

2.3 Forçages anthropiques et pédoclimatiques

Différents forçages pédoclimatiques ou anthropiques conditionnent l'occurrence ou l'intensité des différents processus précédemment décrits.

Forçage pédoclimatique : profondeur de la nappe

Au sein des fossés, un forçage majeur est la position de la nappe par rapport au fond. Ceci conditionne l'occurrence des processus d'infiltration d'eau, de sédiments et de contaminants et impacte la pérennité des écoulements et par conséquent la présence d'invertébrés benthiques (Debieche et al., 2006; Domange, 2001; Girard et al., 2011; Moussa et al., 2002; Williams et al., 2004).

Forçage pédoclimatique : la micro-météorologie du fossé

De par sa situation d'encaissement, sa forme rectiligne, on peut penser que le fossé offre, suivant son orientation et sa géométrie des conditions d'abris et présente des conditions météorologiques particulières (température moins extrêmes, rayonnement plus faible, humidité du sol et de l'air plus fortes). L'ensoleillement du fossé est relevé par Domange (2001) et Lagacherie et al. (2006) comme un forçage important qui pourrait conditionner les processus de photolyse des contaminants. Aucune réelle expérimentation in situ n'a pour autant démontré cette hypothèse. Si les conditions météorologiques du fossé sont effectivement particulières, elles impactent l'écophysologie de la flore qu'il abrite et donc les nombreux processus liés à la dynamique végétale au sein du fossé, cités auparavant. Pourtant, aucune étude spécifique n'est à ce jour relevée dans la littérature sur la micro-météorologie des fossés.

Forçage anthropique : végétalisation et systèmes de culture sur les surfaces connectées au fossé

Les caractéristiques des parcelles connectées au fossé, taille, relief et itinéraire technique impactent très fortement l'intensité du ruissellement de surface (Moussa et al., 2002) et des flux sédimentaires (Huang et al., 2002; Lecce et al., 2006; Levavasseur, 2012) et de contaminants qui lui sont associés (Domange, 2001; Levavasseur, 2012; Louchart et al., 2001). Ces flux sont également impactés par la nature de la connexion entre la parcelle adjacente et le fossé (Kao et al., 2002; Lagacherie et al., 2006). La couverture végétale, herbacée ou arborée de ces connexions, est notamment à l'origine d'une réduction considérable du ruissellement, des flux sédimentaires (Gumiere et al., 2011b) et de contaminants atteignant les fossés (Carluer et al., 2011; Delphin et Chapot, 2001; Dousset et al., 2010; Needelman et al., 2007).

Forçage anthropique : entretien du fossé

Tel qu'il a été pratiqué jusqu'à aujourd'hui, l'entretien d'un fossé a pour but de maintenir ses capacités d'écoulement et d'interception du ruissellement provenant de l'amont (Chambre

d'agriculture de la Marne, 2013; DDTM et ONEMA, 2013; Levavasseur, 2012; Needelman et al., 2007). Une enquête réalisée auprès de 110 agriculteurs du bassin versant de la Peyne (Hérault, France) confirme que la première motivation de l'entretien des fossés est d'éviter la création d'embâcles qui provoqueraient un débordement des fossés, les autres motivations étant de maintenir les bords des parcelles propres pour les opérations mécanisées sur les parcelles ou le maintien de la fonction de drainage (Levavasseur, 2012).

Cet entretien revêt différentes modalités suivant les régions et les saisons : curage, fauche, faucardage, désherbage chimique et brûlis. Il est à la charge des riverains ou propriétaires du fond du fossé. Les fossés de voiries sont entretenus par les collectivités territoriales et les fossés agricoles par les agriculteurs.

Sur le bassin versant de la Peyne, 83 % des fossés sont entretenus par les agriculteurs une à plusieurs fois par an (Levavasseur, 2012). Sur ce bassin versant, 58 % des fossés sont entretenus par curage, 28 % par désherbage chimique, 49 % par fauchage et 54 % par brûlis. La fréquence du curage est d'environ une fois tous les 10 ans alors que les autres pratiques sont appliquées une à plusieurs fois par an (Levavasseur, 2012). Les fossés de voirie sont entretenus par les collectivités territoriales le plus souvent par fauchage tardif et raisonné (hauteur de coupe supérieure à 8 cm) soit de août à décembre pour la plupart des départements notamment ceux de la région Centre, le Bas-Rhin, la Sarthe, l'Aisne, les Côtes d'Armor, l'Ille et Vilaine et ceux de la Haute Normandie (Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement - Centre, 2011).

En conclusion : la connaissance sur les modalités d'entretien d'un fossé, principal forçage qui s'impose au fossé, n'a qu'une portée locale. On manque de références à l'échelle nationale sur les différentes modalités et fréquences d'entretien des fossés. Les opérations d'entretien du fossé constituent cependant un forçage sur lequel il apparaît possible d'agir pour moduler les différents processus précédemment décrits (Needelman et al., 2007).

Les forçages climatiques dépendent des conditions micro-météorologiques dans le fossé, supposées spécifiques. Ces conditions sont inconnues.

En résumé : Afin de faciliter leur analyse, les réseaux de fossés sont découpés en segments élémentaires, biefs, homogènes du point de vue de leur fonctionnement. Les biefs ainsi que leur connexion avec leur environnement sont caractérisés par des paramètres relatifs à leur géométrie et à leur couverture végétale.

Les fossés sont le siège de nombreux processus relatifs à plusieurs champs disciplinaires :

Hydrologie : Les biefs sont des zones hydrologiques très actives. Ils peuvent collecter les eaux de pluie, de ruissellement et de sorties des systèmes de drainage enterrés, transférer les écoulements, exfiltrer les nappes ou au contraire infiltrer les eaux de crues et contribuer ainsi à la recharge des nappes. Au plan micro-météorologique, les fossés semblent présenter des caractéristiques différentes des parcelles qui leur sont voisines, mais dont les conséquences en termes de flux d'évapotranspiration sont encore inexplorées. Hormis pour l'évapotranspiration, le déterminisme local de chacun des flux hydrologiques est a priori bien connu. La proportion de chacun des flux varie considérablement selon le contexte pédoclimatique et les caractéristiques du fossé et de son réseau.

Transport solide : Les sédiments transportés par un fossé proviennent soit des parcelles connectées au fossé, soit de la remise en suspension des sédiments déposés au fond des fossés, soit de l'érosion de ses berges. La littérature sur le sujet semble indiquer que ce sont principalement les sédiments provenant des parcelles qui constituent la principale source de ce transport solide. Sur les mécanismes impliqués, la littérature présente uniquement les effets de végétalisation de fonds de fossés sur le filtrage sédimentaire.

Transport et devenir des polluants : Les flux de solutés, pesticides et nutriments, des parcelles aux fossés (par les eaux de ruissellement et de drainage) ainsi qu'au sein des fossés (transport vers l'aval et lixiviation) sont étroitement liés aux flux hydriques et sédimentaires. Les flux de polluants transitant par les fossés sont modulés par divers processus : sorption, dégradation, absorption par la végétation, dilution ou sédimentation de particules chargées en polluants. Les flux de pesticides sont principalement réduits par les processus de sorption alors que l'abattement des flux de nutriments serait essentiellement lié à l'assimilation par la végétation et à la sédimentation.

Ecologie : Les fossés sont des écosystèmes uniques qui combinent des caractéristiques proches des cours d'eau et de zones humides offrant ainsi refuge et nourriture à de nombreuses espèces aquatiques et terrestres.

La plupart de ces flux et processus sont impactés par différents facteurs ou « forçages ». Les principaux forçages relevés dans la littérature qui s'imposent au fossé sont des forçages pédoclimatiques (profondeur de la nappe, régime pluviométrique, rayonnement) et anthropiques (végétalisation et systèmes de culture sur les surfaces connectées au fossé, entretien du fossé). Les modalités d'entretien des fossés sont souvent définies d'une manière normative dans la littérature technique. Elles n'ont réellement été observées et analysées que localement, en Languedoc, dans la thèse de Levavasseur (2012).

3. Les fonctions des fossés et réseaux de fossés

La combinaison des processus ou mécanismes décrits dans la partie 2 confère aux fossés certaines fonctions qui varient selon le contexte pédoclimatique et les forçages anthropiques. Ces fonctions peuvent être assurées à l'échelle individuelle d'un bief, ou au contraire nécessitent une intégration à l'échelle du réseau de fossés. Elles peuvent être classées en deux catégories distinctes : i) les fonctions d'usage qui sont celles pour lesquelles les fossés ont été créés et sont entretenus et ii) les fonctions complémentaires, initialement non identifiées lors de la création du réseau. Ces dernières peuvent a priori avoir un impact positif comme négatif sur l'environnement. La démonstration de leur existence et de leur déterminisme est récente et probablement incomplète.

3.1 Fonctions d'usage des biefs

En France, les deux principales fonctions assignées aux fossés sont l'assainissement agricole et routier et la lutte contre l'érosion.

L'assainissement agricole vise à évacuer les excédents d'eau des parcelles afin de les rendre cultivables. Il est assuré par les fossés grâce à une combinaison de processus et mécanismes : l'abaissement du niveau de la nappe par abatement au niveau du fossé associé à l'exfiltration, la collecte des eaux de ruissellement et celles captées par les systèmes de drainage enterré, ainsi que l'évacuation de l'ensemble de ces eaux vers l'aval du bassin versant (Buchanan et al., 2012; Girard et al., 2011; Herzon et Helenius, 2008; Kao et al., 2002; Needelman et al., 2007). L'assainissement routier vise à assurer de bonnes conditions de circulation. Il est assuré par la collecte rapide du ruissellement ce qui réduit aussi l'instabilité des chaussées et accotements (e.g. Buchanan et al., 2012).

La lutte contre l'érosion vise à conserver le sol sur la parcelle. Une méthode consiste à diminuer la vitesse des écoulements de surface sur les parcelles afin de limiter les phénomènes d'arrachement. Les fossés sont utilisés dans ce contexte pour intercepter et chenaliser les eaux de ruissellement (Dunn et Mackay, 1996; Levavasseur, 2012). Ainsi, la création de terrassettes couplées à un réseau de fossé ou la mise en place de fossés intra-parcellaires perpendiculaires aux pentes sont des techniques très utilisées pour la lutte antiérosive (e.g. Domange, 2001; Galea et Ramez, 1995; Levavasseur, 2012).

Ces deux fonctions d'usage peuvent être raisonnées à l'échelle du bief, mais sont certainement plus efficaces si elles sont raisonnées à l'échelle du réseau.

3.2 Fonctions complémentaires des biefs

Les fonctions complémentaires recensées dans la littérature concernent la rétention de sédiments, la rétention des contaminants et la constitution de réservoirs de biodiversité.

La rétention des sédiments est le résultat de la sédimentation, de l'infiltration de particules, mais également, d'une non remise en suspension des sédiments précédemment déposés. Certains fossés s'avèrent assurer cette fonction de rétention de sédiments. Les plus efficaces sont a priori les fossés

végétalisés dans lesquels la réduction de la vitesse des flux engendrée par la rugosité végétale permet une sédimentation accrue (Lecce et al., 2006) et limite la remise en suspension. En Caroline du Nord (USA), par exemple, une étude a montré que la capacité de rétention moyenne des fossés varie de 8,6 kg/m/an à 107,2 kg/m/an induisant une rétention de sédiments de l'ordre de 1366 Mg/an sur l'ensemble d'un bassin versant de 7,7 km² (Lecce et al., 2006). Les conditions y sont favorables à la sédimentation en raison de très faibles pentes, soit 1 à 4 ‰ (Lecce et al., 2006).

La rétention de polluants correspond à tous les processus tendant à soustraire les polluants de l'eau. Elle comprend la sorption, la dégradation, l'absorption et la sédimentation.

La rétention des nutriments au sein des biefs peut être très variable en fonction de l'absorption par la végétation, la sorption sur les hydroxydes métalliques et la sédimentation des particules comme le montre le tableau 3 qui synthétise les résultats obtenus par différentes études sur la rétention de nutriments par les fossés.

Tableau 3 : Fonction de rétention des nutriments assurée par les fossés

Nutriment	Type de fossé	Abattement (%)	Référence
NO ₃ ⁻	Végétalisé	3,16	Moore et al., 2010
	Végétalisé	7 à 23	Pappas et Smith, 2007
	Non végétalisé	3,37	Moore et al., 2010
NH ₄ ⁺	Végétalisé	11,7	Moore et al., 2010
	Non végétalisé	19	Moore et al., 2010
Azote totale	Végétalisé	92	Moore et al., 2010
	Végétalisé	57	Kröger et al., 2007a
	Non végétalisé	77	Moore et al., 2010
Phosphore	Non végétalisé	99	Moore et al., 2010
	Non végétalisé	60	Moore et al., 2010
	Végétalisé	43,9	Kröger et al., 2008
	Végétalisé	63 à 74	Pappas et Smith, 2007

Le tableau 4 recense les valeurs de rétention en pesticides dans les fossés relevés dans la littérature. Il s'avère qu'elle varie de 3 à 98,8 % selon les molécules, la taille du bief et son état. Différents indicateurs ont été créés pour évaluer la capacité de rétention d'un bief en fonction de son état tels que :

- **I_R** (Indice de rétention) = aS + bVV + cVM avec a=1, b=2 et c=40 (Garon-Boucher, 2003; Margoum et al., 2003)
- **PRP** (Pouvoir de Rétention des Pesticides) = VV + 2VM (Levasseur, 2012)
- **HRP** (Pouvoir de Rétention des Herbicides) = 0.5S + VV + 2VM (Lagacherie et al., 2006)

avec S, VV et VM, la surface relative (%) occupée respectivement par les sédiments (S), les végétaux vivants (VV) et les végétaux morts (VM) dans le fond du fossé et a, b et c, des coefficients adimensionnels déterminés à partir des études de sorption en laboratoire (Garon-Boucher, 2003; Lagacherie et al., 2006; Levasseur, 2012).

Tableau 4 : Fonction de rétention de pesticides assurée par les fossés

Molécule	Longueur bief (m)	Caractéristiques du substrat	Couvert végétal (%)	Temps de rétention hydraulique (h)	Rétention (%)	référence
λ-cyhalothrin (log Kow = 7,0)	650	nd	88	6,0	98,8	Bennett et al., 2005
Bifenthrin (Log Kow = 6,4)	650	nd	88	6,0	96,1	Bennett et al., 2005
Permethrin (Log Kow = 6,1)	389	pH =8,2; texture 21:35:44 (% sable: limon: argile); CEC 35,5 meq/100g; 0,6% OC; 27,6% humidité	100	nd	44	Moore et al., 2011
Chlorpyrifos (Log Kow = 4,96)	402	pH =7; texture 21:35:44 (% sable: limon: argile); CEC 35,5 meq/100g; 0,6% OC; 27,6% humidité	100	nd	19	Moore et al., 2011
	200		80-100	nd	38	Gill et al., 2008
Diflufenicanil (Log Kow = 4,9)	50	Encombrement: matières minérales et organiques	nd	nd	16	Garon-Boucher, 2003
	50	très peu herbacé, sédiments grossiers	nd	nd	27	
	25	Végétaux, sédiments grossiers	nd	nd	58	
	100	Végétaux, feuilles mortes	nd	nd	58	
Indoxacarb (Log Kow = 4,65) Trifloxystrobin (Log Kow = 3,38) Thiaclopride (Log Kow = 1,26)	44	limon sableux, COT 0,78%	0	1,3	92	Elsaesser et al., 2013
			49		97	
			72		97	
			86		97	
Tebuconazole (Log Kow = 3,7)	44	limon sableux, COT 0,78%	0-100	1,3	92-97	Elsaesser et al., 2013
	7,3	Fibre de chanvre			24-59	Boutron et al., 2011
Diuron (Log Kow = 3,9)	7,3	Fibre de chanvre	nd	nd	26-48	Boutron et al., 2011
	50	Encombrement: matières minérales et organiques	nd	nd	3	Garon-Boucher, 2003
	50	très peu herbacé sédiments grossiers	nd	nd	24	
	25	Végétaux sédiments grossiers	nd	nd	64	
	100	Végétaux, feuilles mortes	nd	nd	48	
Isoproturon (Log Kow = 2,5)	7,3	Fibre de chanvre	nd	nd	11-45	Boutron et al., 2011
	50	Encombrement: matières minérales et organiques	nd	nd	9	Garon-Boucher, 2003
	50	très peu herbacé, sédiments grossiers	nd	nd	16	
	25	Végétaux, sédiments grossiers	nd	nd	56	
	100	Végétaux, feuilles mortes	nd	nd	40	

D'autres indicateurs, dérivant des précédents ont été proposés. Parmi eux, citons l'ERPC (Pouvoir de Réten-tion Effectif du Bief) qui correspond au PRP modulé par la vitesse des flux ou l'ECOPT (Contribution Effective du Bief au Transfert de Pesticides) qui prend en compte le taux de pesticides collecté par le bief (Levavasseur, 2012). Ces indices sont parfois éloignés des observations et expérimentations (Garon-Boucher, 2003). Ainsi, la capacité de rétention d'un bief dépend d'autres facteurs que la végétation, à l'instar du Koc des molécules ou du temps de rétention hydraulique. Ces paramètres ne permettent cependant d'expliquer que 20 % de la variabilité de la capacité de rétention observé entre les biefs (Stehle et al., 2011).

Proposant habitat et micro-habitat, les biefs ont aussi une fonction de réservoir de biodiversité. Ils abritent des espèces rares ou moins rares, amphibiens, macro-invertébrés, plantes de zones humides, généralement peu abondantes des régions d'agriculture intensive (Herzon et Helenius, 2008; Verdonschot et al., 2011).

3.3 Fonctions à l'échelle du réseau de fossé

Intégrées à l'échelle du réseau de fossés, les contributions individuelles de chaque bief peuvent faire émerger de nouvelles fonctions aux fossés. Quatre fonctions ont d'ores et déjà été identifiées en plus de celle d'assainissement agricole et de lutte antiérosive précédemment mentionnées : i) régulation des crues, ii) recharge des nappes, iii) régulation de la contamination des masses d'eau, iv) corridor écologique. Ces fonctions ne sont étudiées que depuis peu et ne sont donc pas encore bien connues ; elles n'ont fait parfois l'objet d'étude poussée que localement. Enfin, la formulation plutôt positive de ces fonctions ne doit pas oblitérer le fait que l'impact sur l'environnement peut être bénéfique comme négatif, voire ambivalent selon l'angle et l'échelle de perception.

Modulation des crues

Que ce soit dans un contexte de lutte antiérosive ou d'assainissement agricole, les réseaux de fossés ont été conçus pour collecter et/ou évacuer les eaux vers l'exutoire des petits bassins versants. Leur connexion aux cours d'eau confère généralement aux réseaux de fossés une propriété de réduction du délais d'arrivée du pic de crue (réduction du temps de concentration), d'augmentation du débit maximum de crue, voire d'augmentation du volume total écoulé (e.g. Buchanan et al., 2012; Carluer et Marsily, 2004; Moussa et al., 2002). En revanche, des réseaux de fossés de collecte, à faibles pentes (perpendiculaires à la pente), des réseaux présentant une forte macro-rugosité (Carluer et Gascuel, 2011) ou une architecture ramifiée et sinueuse (Levavasseur et al. 2012) ,peuvent tendre à réduire et différer le pic de crue (e.g. Carluer et Marsily, 2004; Moussa et al., 2002). Bien qu'assainissant le sol pour des crues faibles et moyennes, les réseaux de fossés de drainage, équipés d'ouvrages singuliers nombreux (passages enterrés et canalisés), peuvent provoquer, notamment dans les plaines inondables cultivées, un ralentissement dynamique des crues extrêmes. Ces ouvrages (buses, seuils, etc) ont alors un comportement d'ouvrages en charge à pertuis ouverts situés en aval d'aménagements à ciel ouvert permettant de stocker de l'eau (Poulard et al., 2008) : les fossés situés en amont de ces ouvrages. Des recommandations d'élargissement des fossés peuvent d'ailleurs être préconisés pour cette fonction de stockage d'eau (Acreman et al., 2007;

Cazorzi et al., 2013; Environment Agency, 2010). Notons que quelle que soit la modification des caractéristiques de crue engendrées par la présence d'un réseau de fossés, la densité du réseau a un impact majeur sur cette modification (Levavasseur et al., 2012).

La gestion du réseau de fossés pour réguler les crues peut faire face à des besoins contradictoires. En effet, la protection des zones peuplées peut nécessiter un ralentissement des écoulements amont susceptibles de dégrader la fonction d'usage à remplir par lesdits fossés.

Recharge des nappes

Les fossés infiltrants sont susceptibles de contribuer à la recharge de la nappe, cependant, du fait de leur faible superficie par rapport au reste du bassin versant, cette contribution est généralement considérée comme négligeable (Flint et al., 2002). Pourtant, à l'instar des cours d'eau intermittents en zone aride et semi-aride (e.g. Crerar et al., 1988; Hughes et Sami, 1992), la situation peut être très différente dans des contextes de déficit hydrique annuel et de nappe basse. Ainsi, sur le bassin versant de Roujan, le réseau de fossés couvre moins de 6 % de la surface mais peut contribuer pour 40 à 50 % à la recharge automnale des nappes (Dages et al., 2009).

Régulation de la contamination des masses d'eau

Les fossés apparaissent également jouer un rôle dans la régulation de la contamination des masses d'eau. Ainsi, la rétention des pesticides est réputée être favorisée dans les fossés, d'une part du fait de propriétés favorables du fossé en terme notamment de teneur en matière organique (Garon-Boucher, 2003), d'autre part parce que l'infiltration dans le réseau diminue mécaniquement les apports dans les écoulements de surface (e.g. Carluer et Marsily, 2004, Crerar et al., 1988 ; Hughes et Sami, 1992). La rétention dans les sols augmente le temps de séjour et les possibilités de dégradation des molécules. Dans ce contexte, les fossés sont classés parmi les zones tampons.

Cette appartenance aux zones tampons peut cependant être questionnable dans les cas où les fossés accentuent la contamination des cours d'eau ou constituent une porte d'entrée significative des polluants vers les nappes. Ainsi, certains fossés de transport, employés dans la lutte antiérosive, évacuent très rapidement les eaux de ruissellement et la charge polluante qu'elles contiennent vers le milieu récepteur. Le bassin versant de la Morcille représente en ce point une illustration explicite (e.g. Domange, 2001). L'eau transitant dans les fossés pouvant présenter une forte charge polluante (e.g. Louchart et al., 2001), la fonction de recharge évoquée précédemment ne peut être considérée sans envisager le risque de contamination des nappes (Dagès et al., 2009). Sous cette hypothèse, la contamination de la nappe serait sujette à une forte variabilité spatiale (depuis le réseau) et temporelle (limitée aux événements de crue) difficile à observer.

La régulation de la contamination des eaux peut donc également faire l'objet de besoins contradictoires tels que la préservation des ressources en eau de surface versus celle des eaux souterraines ou la lutte antiérosive et son transport rapide vers les milieux récepteurs, versus la contamination des eaux de surface.

Corridors écologiques

Les réseaux de fossés peuvent être le seul réseau d'éléments non cultivés du paysage et à ce titre assurent une fonction très importante de corridors écologiques (Herzon et Helenius, 2008). Ces corridors permettent le mouvement des amphibiens, des mammifères et des insectes qui n'aurait sinon pas lieu (Herzon et Helenius, 2008; Van Geert et al., 2010). En effet, la fragmentation des habitats conduit à un isolement des populations animales et végétales et constitue une menace à long terme pour la persistance des espèces notamment les plantes à fleurs qui ont besoin d'insectes pour leur pollinisation (Van Geert et al., 2010). Une étude a montré que la dispersion de pollen est beaucoup plus importante quand les populations sont connectées par un réseau de fossés que quand elles ne sont pas connectées (Van Geert et al., 2010). Les réseaux de fossés ont donc une fonction d'aide à la pollinisation (Herzon et Helenius, 2008; Van Geert et al., 2010).

En conclusion : Au-delà des fonctions d'usage, pour lesquels ils ont été créés, les fossés assurent de nombreuses fonctions complémentaires à l'échelle du bief comme à l'échelle du réseau. Ces fonctions complémentaires n'ont été (ou ne sont) appréhendées que depuis récemment et sont de fait moins bien connues. En effet, elles font intervenir plusieurs processus dont la hiérarchie n'est pas clairement établie. En outre, certains facteurs peuvent faire varier ces processus de façon antagoniste pour l'expression d'une fonction donnée. Par exemple, la sédimentation peut théoriquement à la fois participer à l'accentuation ou à la limitation de la contamination des eaux superficielles puisqu'elle favorise la rétention de pesticides mais tend à réduire l'infiltrabilité et donc accroître le transfert vers les eaux de surface. De même, les processus et propriétés des fossés favorables à l'expression d'une fonction peuvent être moins favorables, voire défavorables pour d'autres. Ainsi, la fonction de recharge des nappes engendre probablement une dégradation de la qualité des eaux souterraines. Devant une telle complexité, il apparaît important d'acquérir de nouvelles connaissances pour mieux caractériser le déterminisme de ces fonctions et en conséquence, mieux les gérer.

En résumé : Les fossés ont traditionnellement été créés pour l'assainissement agricole (drainage des sols) ou pour de la lutte antiérosive. Cependant, au-delà de ces fonctions, dites d'usage, les fossés assument d'autres fonctions, dites complémentaires, qui s'expriment soit à l'échelle du bief, soit de façon intégrée à l'échelle du réseau de fossés. Les fossés ont ainsi un rôle dans la rétention de sédiments et de contaminants et constituent des corridors écologiques. Les réseaux de fossés peuvent tenir une fonction de modulation des crues, de recharge de nappe, de régulation de la contamination des masses d'eau et former un corridor écologique. Le déterminisme de ces fonctions, en particulier des fonctions complémentaires, n'est pas suffisamment connu.

4. Pratiques d'entretien : stratégies, impacts et leviers d'action

La plupart des processus élémentaires et fonctions présentés dans les paragraphes précédents semble pouvoir être modifiées par les pratiques d'entretien des fossés (Twisk et al., 2003). Toutes les pratiques répertoriées, curage, fauche, faucardage, désherbage chimique et brûlis, sont cependant réalisées principalement pour maintenir la fonction de transfert et d'interception de ruissellement des fossés. Leur raisonnement (choix, date et succession) semble être le fruit d'une logique individuelle et est donc mené à l'échelle du bief (Levavasseur, 2012). Les paragraphes suivants synthétisent les effets démontrés ou supposés de ces pratiques d'entretien sur les fonctions précédemment définies.

Le curage consiste à enlever les sédiments qui se sont déposés dans les fossés, ainsi que la végétation ayant poussé dessus. La conséquence immédiate est une amélioration des propriétés de transfert par diminution de la rugosité hydraulique et élimination des encombres, ainsi qu'une restauration de la capacité de stockage. Si elle est pratiquée dans de bonnes conditions, d'humidité notamment, cette opération peut également améliorer les propriétés de drainage de nappe ou l'infiltrabilité selon la position de la nappe, en restaurant la conductivité hydraulique du fossé. En effet cette dernière peut se dégrader par colmatage lors de la déposition, selon la nature des sédiments. Le curage est considéré comme la pratique la plus efficace pour le maintien des fonctions hydrologiques notamment le drainage (Lecce et al., 2006). Notons cependant que l'impact réel du curage sur les fonctions hydrologiques est probablement plus complexe qu'il n'y paraît. En effet, l'augmentation de la vitesse d'écoulement peut également induire une diminution de l'infiltration (Fiener et Auerswald, 2003; Kröger et al., 2009; Lecce et al., 2006), et en conséquence à une augmentation du volume de crue et une diminution de la recharge des nappes.

Au-delà de ces effets mitigés sur les fonctions hydrologiques, le curage semble avoir un impact négatif sur les fonctions écologiques et la contamination des masses d'eau. Ainsi, cette pratique détériore la capacité de rétention de sédiments (Needelman et al., 2007; Smith et Pappas, 2007), du fait de l'augmentation de la vitesse des écoulements ainsi que la capacité de rétention des contaminants (Needelman et al., 2007; Smith et Pappas, 2007), les sédiments ayant généralement un meilleur pouvoir de rétention des pesticides et nutriments que le sol en place. Enfin, l'élimination de la flore interrompt de fait la connectivité de l'habitat et rend caduque la notion de réservoir et de corridor écologique.

La fauche consiste à couper la végétation du fossé et en général de ses berges. Ceci provoque une diminution de la rugosité hydraulique et par conséquent une augmentation des propriétés de transport d'eau. En contrepartie, l'export de sédiments et de contaminants est également accru (Lecce et al., 2006). Néanmoins, si la végétation fauchée n'est pas exportée, le fauchage peut augmenter la capacité de rétention de pesticides du bief car la matière organique en décomposition est un support préférentiel des processus de sorption (Carluer, 1999; Garon-Boucher, 2003). On peut penser que cette pratique détériore la fonction de corridor écologique, mais la diminution de la fréquence de fauche ainsi que de la hauteur de fauche peut limiter cette détérioration. C'est le principe de « La Trame verte et bleue ».

Le désherbage chimique comme le brûlis vise à éliminer la végétation du fossé afin d'améliorer les propriétés de transfert des écoulements. L'impact de ces pratiques sur les autres processus ou fonctions élémentaires n'a, à notre connaissance, pas été étudié. On peut raisonnablement penser

que ces deux pratiques vont dégrader les fonctions écologiques par destruction de l'habitat et interruption de la connectivité du réseau, ainsi que les fonctions de rétention de sédiments. Le désherbage chimique va contribuer à la contamination des masses d'eau. Le rôle du brûlis sur la contamination mériterait un examen attentif, en effet la capacité de rétention, et en particulier de sorption des cendres n'est pas connue. De plus la dynamique de repousse de la flore après brûlis est supposée être bien plus rapide qu'après un désherbage chimique.

A l'échelle du bief, il semble possible de limiter les effets négatifs de l'entretien sur certaines fonctions complémentaires des réseaux de fossés liées à la qualité de l'eau et à la biodiversité tout en maintenant une régulation suffisante pour les fonctions d'usage. Ceci peut passer par l'application privilégiée de certaines pratiques au détriment d'autres, ainsi qu'en jouant sur le calendrier d'entretien. Ainsi, si le fauchage est préférable au curage pour les fonctions écologiques ou la régulation des contaminations, l'impact du curage peut être atténué s'il a lieu en dehors des périodes d'épandage de produits phytosanitaires, d'exportation importante de sédiments ou encore des périodes de reproduction de certaines espèces végétales ou animales (Carlier, 1999; chambre d'agriculture du Centre, 2010; Levavasseur, 2012; Needelman et al., 2007; Twisk et al., 2003).

Il nous apparaît également évident qu'on gagnerait à raisonner ces pratiques d'entretien à l'échelle du réseau. Ceci a déjà été suggéré pour les fonctions écologiques et semble généralisable pour les autres fonctions (Herzon et Helenius, 2008; Needelman et al., 2007). Ainsi un plan de gestion qui favoriserait l'entretien non simultané des différents biefs permettrait d'établir une mosaïque des stades de développement de la végétation et des états de fossés (Herzon et Helenius, 2008). Un maintien de substrat riche en matière organique au moins dans les fossés bordant les parcelles à fort intrant et sur les parties aval du réseau pourraient réduire les contaminations des masses d'eau sans pour autant dégrader l'évacuation des eaux.

En conclusion : L'entretien des fossés agricoles répond aujourd'hui à une logique individuelle visant principalement à maintenir les propriétés d'écoulement du réseau. Les différentes pratiques d'entretien sont susceptibles d'influencer, plus ou moins intensément, l'ensemble des processus et fonctions des fossés. On ne connaît cependant pas aujourd'hui suffisamment l'impact de chaque pratique d'entretien sur les processus, à l'instar du brûlis sur la sorption. On connaît également très mal l'impact local et à l'échelle du réseau de ces pratiques sur l'ensemble des fonctions des fossés. Ainsi, le curage favorise l'évacuation rapide des eaux de ruissellement, mais pourrait limiter la recharge des nappes, aggraver la contamination des eaux superficielles, interrompre le corridor écologique ou encore accentuer les crues à l'aval. Le raisonnement dans le temps et dans l'espace de ces pratiques permettrait de limiter les effets négatifs pour l'environnement tout en maintenant les fonctions d'usage.

En résumé : Les fossés sont entretenus afin d'optimiser et maintenir les fonctions hydrologiques et de prévention de l'érosion. L'entretien peut avoir un impact négatif sur les fonctions complémentaires liées notamment à la qualité de l'eau et à la biodiversité. L'impact sur les fonctions complémentaires varie selon les pratiques d'entretien. En raisonnant ces pratiques à l'échelle du bief, comme à l'échelle du réseau, il apparaît possible d'optimiser l'ensemble des fonctions jouées par les fossés, qu'elles soient d'usage ou complémentaires.

Conclusion

Les fossés sont des éléments des réseaux hydrographiques d'origine anthropique. Leur rôle traditionnel est d'assurer des fonctions antiérosives et d'assainissement (drainage des sols). D'autres rôles ont été plus récemment identifiés notamment ceux de zones tampons vis-à-vis des pollutions et du transport solide ou encore de conservation de la biodiversité résultant d'un certain nombre de processus plus ou moins bien connus. L'intérêt croissant porté à ces rôles complémentaires associé à un cadre réglementaire beaucoup plus souple que pour les autres éléments des réseaux hydrographiques, font de la compréhension des processus ayant les fossés pour siège et des facteurs pouvant les influencer, un enjeu majeur. L'objectif de cette synthèse bibliographique était de **déterminer les impacts environnementaux des fossés agricoles et d'identifier les leviers d'action susceptibles de moduler ces impacts.**

Il s'avère que les impacts environnementaux des fossés agricoles sont multiples et qu'ils peuvent être positifs comme négatifs, et varier selon le contexte pédoclimatique ainsi que selon les caractéristiques du fossé ou de son réseau. Ces impacts peuvent concerner différentes catégories de fonctions : hydrologie, transport et devenir des sédiments et de polluants, écologie. La perception bénéfique ou non de l'impact des fossés peut dépendre de l'échelle d'observation (bief, réseau de fossés, réseau hydrographique). En outre, un effet bénéfique sur un domaine, peut avoir un effet délétère sur une autre. Les paragraphes qui suivent cherchent à rendre compte de manière schématique de ces complexités et ambiguïtés :

- Les fossés ont un impact significatif sur le fonctionnement hydrologique des petits bassins versants en agissant sur chacun des flux formant le cycle de l'eau. Ils sont impliqués dans l'assainissement agricole, la modulation des crues et la recharge des nappes. A l'échelle des petits bassins versants, leur rôle dans la collecte et transfert rapide des eaux excédentaires (surface, subsurface, nappe) est bénéfique en tant que tel, mais aussi en tant que mesure anti-érosive, pour l'agriculture. Par contre, il peut être néfaste pour la pollution des masses d'eau de surface. Les pratiques d'entretien visant à maintenir cette fonction sont défavorables à toutes les fonctions écologiques. A l'échelle des plus grands bassins, le transfert rapide vers l'exutoire contribue à augmenter le volume et pic de crue et diminue le délai d'apparition du pic.
- Les fossés sont largement utilisés pour limiter l'érosion des parcelles. Selon les propriétés des fossés, ils peuvent aussi être un lieu de rétention des sédiments. La rétention de sédiments peut d'un côté tendre à réduire la contamination des masses d'eau car elle est favorable à la rétention des polluants, mais d'un autre côté, peut tendre à accroître la contamination des eaux superficielles en réduisant l'infiltrabilité par colmatage.
- Les fossés en zones humides sont désormais considérés comme une zone tampon car ils sont réputés pour être dotés d'une bonne capacité de rétention des polluants. Cette appartenance est parfois remise en cause selon les caractéristiques des fossés : un fossé calibré pour un transport rapide de l'eau va également exporter rapidement les polluants vers les milieux naturels ; un fossé infiltrant peut être impliqué dans la contamination des eaux souterraines ; un fossé pauvre en matière organique ne va pas pouvoir retenir les polluants. On connaît en outre assez mal le comportement des fossés vis-à-vis de la contamination en dehors des milieux humides. Finalement, le rôle des fossés dans la contamination des masses d'eau de surface et souterraines nécessite des éclaircissements.

- Les fossés sont désormais reconnus comme zone d'intérêt pour l'écologie. Selon leurs caractéristiques, ils peuvent constituer des réservoirs de biodiversité et former des corridors écologiques. Notons néanmoins que les conditions favorables au maintien de ces fonctions ne le sont pas pour les fonctions hydrologiques.

Les processus élémentaires intervenant dans ces fonctions sont pour la plupart relativement bien connus. Ils présentent de nombreux facteurs de variations liés au contexte pédoclimatique, mais également liés aux caractéristiques des fossés et/ou du réseau, dimensionnement et état général, qui peuvent être modifiées par les pratiques d'entretien. Les pratiques d'entretien sont aujourd'hui principalement guidées par la bonne réalisation de la fonction de transfert des eaux hors des parcelles et du bassin versant qui les génère. Cependant, curage, fauche, faucardage, désherbage chimique ou brûlis n'ont pas le même impact sur les autres fonctions du fossé. Ces pratiques, à l'instar du curage ou du désherbage chimique, peuvent par exemple avoir des conséquences très négatives sur les fonctions écologiques et la contamination des eaux, tandis que la fauche, en laissant les végétaux sur place, serait moins efficace pour faciliter le transport en réseau, mais pourrait contribuer à améliorer la capacité de rétention dans les fossés.

Il apparaît dès lors possible de maximiser les différentes fonctions favorables des fossés et minimiser les impacts négatifs en raisonnant les pratiques d'entretien dans le temps ou dans l'espace. A l'instar des programmes d'action mis en place dans les aires d'alimentation de captage, la gestion coordonnée des fossés, le long du réseau, a déjà été proposée pour maintenir les fonctions écologiques. Néanmoins, les gestionnaires des masses d'eau ne disposent pas d'outils pour établir de tels plans de gestion. Ce manque d'outil peut probablement en partie s'expliquer par le besoin de combler nos connaissances sur la hiérarchie des processus, l'équilibre entre les processus à respecter pour maintenir une fonction, ainsi que sur l'influence individuelle des pratiques d'entretien sur certains processus composant ces fonctions.

L'entretien des fossés apparaît donc comme un forçage majeur pour la plupart des processus et peut conditionner l'expression des différentes fonctions des fossés. Le raisonnement de l'entretien, aujourd'hui individuel et orienté vers les fonctions d'usage doit évoluer pour mieux prendre en compte les fonctions complémentaires. Ceci suppose d'élaborer des stratégies à l'échelle du réseau de fossé. En préalable, il conviendra d'établir des priorités dans le temps et/ou dans l'espace voire des compromis sur les objectifs de réalisation des différentes fonctions des fossés. La gestion des réseaux de fossés pourrait alors s'inscrire pleinement dans les outils de remédiation de la DCE.

Sigles et abréviations

CEC : capacité d'échanges cationiques

Kf : coefficient de sorption de Freundlich

Koc : coefficient de partage carbone organique - eau

Kow : coefficient de partage octanol – eau

PRP : Pesticides retention Power

HRP : Herbicides Retention Power

ECOPT : Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer

ERPC : Effective Reach Pesticide Retention Capacity

Liste des illustrations

Figure 1 : Morphologie des biefs et types de connexions 8

Figure 2 : Hydrologie des fossés selon l'altitude du toit de la nappe par rapport à la surface d'eau libre..... 12

Figure 3 : Transport sédimentaire..... 16

Figure 4 : Transport et devenir des solutés en situation de basse nappe (a) et haute nappe (b) 18

Figure 5 : processus écologiques..... 27

Tableau 1 : Répartition des pesticides dans les différents compartiments des fossés, végétation, sédiments et colonne d'eau 20

Tableau 2 : Sorption de pesticides (K_f , n) sur différents substrats typiques des fossés ou zones humides..... 22

Tableau 3 : Fonction de rétention des nutriments assurée par les fossés 32

Tableau 4 : Fonction de rétention de pesticides assurée par les fossés..... 33

Références

- Abbot, C.L., Leeds-Harrison, P.B., 1998. Research priorities for agricultural drainage in developing countries. Department for International Development, HR, Wallingford, UK.
- Abu-Taleb, M.F., 1999. The use of infiltration field tests for groundwater artificial recharge. *Environ. Geol.* 37, 64–71.
- Acreman, M.C., Fisher, J., Stratford, C.J., Mould, D.J., Mountford, J.O., 2007. Hydrological science and wetland restoration: some case studies from Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 158–169.
- Adamiade, V., 2004. Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Université Pierre et Marie Curie, Paris, France.
- Agreste [WWW Document], 2010. . Recens. Agric. 2010. URL <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/> (accessed 1.29.14).
- Arnold, G.W., 1983. The Influence of Ditch and Hedgerow Structure, Length of Hedgerows, and Area of Woodland and Garden on Bird Numbers on Farmland. *J. Appl. Ecol.* 20, 731. doi:10.2307/2403123
- Augeard, B., Kao, C., Chaumont, C., Vauclin, M., 2005. Mechanisms of surface runoff genesis on a subsurface drained soil affected by surface crusting: A field investigation. *Phys. Chem. EARTH* 30, 598–610. doi:10.1016/j.pce.2005.07.014
- Aulanier, F., Adoir, E., 2012. Diagnostic de bassin versant : transformation du paysage agricole charentais, artificialisation des versants et des écoulements (PFE-IDEA). AgroParisTech.
- Bailly, J.S., Lagacherie, P., Millier, C., Puech, C., Kosuth, P., 2008. Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR: application to artificial drainage networks. *Int. J. Remote Sens.* 29, 3489–3508. doi:10.1080/01431160701469057
- Bailly, J.S., Levavasseur, F., Osman, C., 2010. Drainage channel and terrace walls mapping using VHSR optical remote sensing data. Presented at the Journées ORFEO-CNES', CNES-ORFEO.
- Battle-Aguilar, J., Cook, P.G., 2012. Transient infiltration from ephemeral streams: A field experiment at the reach scale. *Water Resour. Res.* 48, W11518. doi:10.1029/2012WR012009
- Bennett, E.R., Moore, M.T., Cooper, C.M., Smith Jr., S., Shields Jr., F.D., Drouillard, K.G., Schulz, R., 2005. Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid-associated runoff. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 2121–2127. doi:10.1897/04-357R.1
- Birgand, F., 2000. Quantification and Modeling of In-Stream Processes in Agricultural canals of the lower coastal plain. North Carolina State University.
- Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R., Vondracek, B., 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39, 909–1001. doi:10.1080/10643380801977966
- Boutron, O., Margoum, C., Chovelon, J.-M., Guillemain, C., Gouy, V., 2011. Effect of the submergence, the bed form geometry, and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches. *Water Resour. Res.* 47, n/a–n/a. doi:10.1029/2011WR010378
- Bracken, L.J., Wainwright, J., Ali, G.A., Tetzlaff, D., Smith, M.W., Reaney, S.M., Roy, A.G., 2013. Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *EARTH-Sci. Rev.* 119, 17–34. doi:10.1016/j.earscirev.2013.02.001
- Branger, F., 2003. Modélisation de l'influence d'un fossé en travers de la pente sur les écoulements - Conséquence sur le transfert de solutés (DEA).
- Brown, C.D., Dubus, I.G., Fogg, P., Spirlet, M., Gustin, C., 2004. Exposure to sulfosulfuron in agricultural drainage ditches: field monitoring and scenario-based modelling. *Pest Manag. Sci.* 60, 765–776. doi:10.1002/ps.876
- Buchanan, B.P., Falbo, K., Schneider, R.L., Easton, Z.M., Walter, M.T., 2012. Hydrological impact of roadside ditches in an agricultural watershed in Central New York: implications for non-point source pollutant transport. *Hydrol. Process.* in press. doi:10.1002/hyp.9305

- Budd, R., O'Geen, A., Goh, K.S., Bondarenko, S., Gan, J., 2009. Efficacy of Constructed Wetlands in Pesticide Removal from Tailwaters in the Central Valley, California. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2925–2930. doi:10.1021/es802958q
- Carluer, N., 1999. Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole.
- Carluer, N., 2009. Fossés et cours d'eau.
- Carluer, N., Gascuel, C., 2011. Un manuel en ligne pour comprendre la qualité des eaux de surface et ses déterminants -Chap. 3 "Les fossés et cours d'eau."
- Carluer, N., Marsily, G. de, 2004. Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *J. Hydrol.* 285, 76–95.
- Carluer, N., Tournebize, J., Gouy, V., Margoum, C., Vincent, B., Gril, J.J., 2011. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. *Procedia Environ. Sci.* 9, 21–26. doi:10.1016/j.proenv.2011.11.005
- Cazorzi, F., Dalla Fontana, G., De Luca, A., Sofia, G., Tarolli, P., 2013. Drainage network detection and assessment of network storage capacity in agrarian landscape. *Hydrol. Process.* 27, 541–553. doi:10.1002/hyp.9224
- CGGREF, 2005. Irrigation durable'. Rapport du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et de la Ruralité (No. 2185). Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et de la Ruralité.
- Chambre d'agriculture de la Marne, 2013. Caractérisation des écoulements : fossés ou cours d'eau? chambre d'agriculture du Centre, 2010. Fossés de drainage et autres fossés.
- Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W., 1988. *Applied Hydrology*, McGraw-Hill. ed. New York.
- Code civil - Article 640, 1804. , Code civil.
- Code civil - Article 641, 1804. , Code civil.
- Code de l'environnement - Article L214-1, 2010. , Code de l'environnement.
- Code rural - Article D161-21, 2005. , Code rural.
- Conseil d'État, 6ème et 1ère sous-sections réunies, 21/10/2011, 334322, Publié au recueil Lebon, 2011. , Publié au recueil Lebon.
- CORPEN, 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons. Première édition. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux.
- Cowan, W.L., 1956. Estimating hydraulic roughness coefficients. *J. Hydraul. Div.* 101, 473–475.
- Crabit, A., Colin, F., Moussa, R., 2011. A soft hydrological monitoring approach for comparing runoff on a network of small poorly gauged catchments. *Hydrol. Process.* 25, 2785–2800.
- Crerar, S., Fry, R.G., Slater, P.M., van Langnehove, G., Wheeler, D., 1988. An unexpected factor affecting recharge from ephemeral river flows in SWA / Namibia, in: (Ed.), I.S. (Ed.), *Estimation of Natural Groundwater Recharge*. Reidel Publishing Compagny, pp. 11–28.
- Crum, S.J.H., Kammen-Polman, A.M.M. van, Leistra, M., 1999. Sorption of Nine Pesticides to Three Aquatic Macrophytes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 310–316. doi:10.1007/s002449900519
- Crumrkz, S.J.H., Aalderink, G.H., Brock, T.C.M., 1998. Fate of the herbicide linuron in outdoor experimental ditches. *Chemosphere* 36, 2175–2190. doi:10.1016/S0045-6535(97)10190-4
- Dages, C., Voltz, M., Bsaibes, A., Prévot, L., Huttel, O., Louchart, X., Garnier, F., Negro, S., 2009. Estimating the role of a ditch network in groundwater recharge in a Mediterranean catchment using a water balance approach. *J. Hydrol.* 375, 498–512. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.07.002
- Dages, C., Voltz, M., Lacas, J.G., Huttel, O., Negro, S., Louchart, X., 2008. An experimental study of water table recharge by seepage losses from a ditch with intermittent flow. *Hydrol. Process.* 22, 3555–3563. doi:10.1002/hyp.6958
- DDTM, ONEMA, 2013. cours d'eau et fossés.
- De Vos, J.A., Raats, P.A.C., Feddes, R.A., 2002. Chloride transport in a recently reclaimed Dutch polder. *J. Hydrol.* 257, 59–77.

- Debieche, T.H., Adamiane, C.V., Carluer, N., 2006. Effet d'un fossé en travers de la pente sur l'écoulement hydrodynamique d'une nappe peu profonde. Application sur le site expérimental de la Jaillièrre (44, France). Presented at the International Groundwater Symposium : Groundwater Hydraulics in Complex Environments, Toulouse (France).
- Degoutte, G., 2012. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières – hydraulique et morphologies fluviales appliquées, Lavoisier. ed, Tec & Doc.
- Delphin, J.-E., Chapot, J.-Y., 2001. Leaching of atrazine and deethylatrazine under a vegetative filter strip. *Agronomie* 21, 461–470. doi:10.1051/agro:2001137
- Diot, O., 2000. Etude de la variabilité spatiale des réseaux d'écoulement anthropiques en milieu méditerranéen viticole : exemple de la basse vallée de la Peyne. ULP Strasbourg.
- Direction Départementale des Territoires (32), 2013. Entretien des fossés : obligations, actions et conseils.
- Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement - Centre, 2011. Gestion des dépendances routières et bordures de bords de champs à l'échelle de la région Centre.
- Domange, N., 2001. Diagnostic et possibilités d'aménagement d'un petit bassin versant viticole pour la lutte contre la contamination par les produits phytosanitaires (DEA).
- Dousset, S., Thévenot, M., Schrack, D., Gouy, V., Carluer, N., 2010. Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 158, 2446–2453. doi:10.1016/j.envpol.2010.03.028
- DREAL Midi-Pyrénées, 2012. Notion de cours d'eau - guide pratique de détermination.
- DREAL Midi-Pyrénées, 2013. La détermination des cours d'eau et des fossés dans le Massif des Landes de Gascogne.
- Duke, G.D., Kienzie, S.W., Johnson, D.L., Byrne, J.M., 2006. Incorporating ancillary data to refine anthropogenically modified overland flow paths. *Hydrol. Process.* 20, 1827–1843. doi:10.1002/hyp.5964
- Dunn, S.M., Mackay, R., 1996. Modelling the hydrological impacts of open ditch drainage. *J. Hydrol.* 179, 37–66. doi:10.1016/0022-1694(95)02871-4
- Edwards, A.C., Withers, P.J.A., 2008. Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *J. Hydrol.* 350, 144–153. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.053
- Elamri, Y., 2013. Influence des pratiques d'entretien des fossés agricoles sur leur état de surface et leur infiltrabilité. Université Montpellier 2.
- Elsaesser, D., Stang, C., Bakanov, N., Schulz, R., 2013. The Landau Stream Mesocosm Facility: Pesticide Mitigation in Vegetated Flow-Through Streams. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 90, 640–645. doi:10.1007/s00128-013-0968-9
- Engelund, F., Hansen, E., 1967. Monograph on sediment transport in alluvial streams, Teknisk forlag Copenhagen. ed.
- Environment Agency, 2010. Greater working with natural processes in flood and coastal erosion risk management. UK.
- Fernald, A.G., Guldán, S.J., 2006. Surface water-groundwater interactions between irrigation ditches, alluvial aquifers, and streams. *Rev. Fish. Sci.* 14, 79–89. doi:10.1080/10641260500341320
- Fiener, P., Auerswald, K., 2003. Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 32, 927–936.
- Flint, A., Flint, L., Kwicklis, E., Fabryka-Martin, J., Bodvarsson, G., 2002. Estimating recharge at Yucca Mountain, Nevada, USA: comparison of methods. *Hydrogeol. J.* 10, 180–204.
- Galea, G., Ramez, P., 1995. Maîtrise du ruissellement et de l'érosion en vignoble de coteaux. Cemagref Editions.
- Galema, A., 2009. Vegetation resistance descriptors for flood management (Master Thesis No. October). Twente Univeristy.

- Garcinuño, R.M., Fernandez Hernando, P., Camara, C., 2006. Removal of carbaryl, linuron, and permethrin by *Lupinus angustifolius* under hydroponic conditions. *J. Agric. Food Chem.* 54, 5034–5039. doi:10.1021/jf060850j
- Garon-Boucher, C., 2003. Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors de l'écoulement dans les fosses: caractérisation physico-chimique et hydrodynamique.
- Gill, S.L., Spurlock, F.C., Goh, K.S., Ganapathy, C., 2008. Vegetated ditches as a management practice in irrigated alfalfa. *Environ. Monit. Assess.* 144, 261–267. doi:10.1007/s10661-007-9988-4
- Girard, M.-C., Walter, C., Rémy, J.-C., Berthelin, J., Morel, J.-L., 2011. Sols et environnement - 2e édition - Cours, exercices et études de cas - Livre+compléments en ligne: Cours, exercices corrigés et études de cas. Dunod.
- Gouy, V., 2012. transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires utilisées en agriculture : dynamique de mobilisation, atténuation possible et impact sur les cours d'eau (HDR).
- Gumiere, S.J., Le Bissonnais, Y., Raclot, D., Cheviron, B., 2011a. Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: a review. *Earth Surf. Process. Landf.* 36, 3–19. doi:10.1002/esp.2042
- Gumiere, S.J., Raclot, D., Cheviron, B., Davy, G., Louchart, X., Fabre, J.-C., Moussa, R., Bissonnais, Y.L., 2011b. MHYDAS-Erosion: a distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrol. Process.* 25, 1717–1728. doi:10.1002/hyp.7931
- Herzon, I., Helenius, J., 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biol. Conserv.* 141, 1171–1183. doi:10.1016/j.biocon.2008.03.005
- Hillel, D., 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press.
- Hooghoudt, S.B., 1937. Bijdragen tot de kennis van eenige natuurkundige grootheden van de grond. *Versl Landb Ond* 43, 461–676.
- Hösl, R., Strauss, P., Glade, T., 2012. Man-made linear flow paths at catchment scale: Identification, factors and consequences for the efficiency of vegetated filter strips. *Landsc. Urban Plan.* 104, 245–252. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.10.017
- Huang, C., Gascuel-Oudou, C., Cros-Cayot, S., 2002. Hillslope topographic and hydrologic effects on overland flow and erosion. *Catena* 46, 177–188. doi:10.1016/S0341-8162(01)00165-5
- Hughes, D.A., Sami, K., 1992. Transmission Losses to Alluvium and Associated Moisture Dynamics in a Semiarid Ephemeral Channel System in Southern Africa. *Hydrol. Process.* 6, 45–53.
- Institut d'Aménagement de la Vilaine, 2003. Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau, Vilaine.
- Jarvela, J., 2002. Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with natural plants. *J. Hydrol.* 269, 44–54. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00193-2
- Jarvela, J., 2005. Effect of submerged flexible vegetation on flow structure and resistance. *J. Hydrol.* 307, 233–241.
- Jiang, C., Fan, X., Cui, G., Zhang, Y., 2007. Removal of agricultural non-point source pollutants by ditch wetlands: implications for lake eutrophication control, in: Qin, B., Liu, Z., Havens, K. (Eds.), *Eutrophication of Shallow Lakes with Special Reference to Lake Taihu, China, Developments in Hydrobiology*. Springer Netherlands, pp. 319–327.
- Kao, C., Vernet, G., Filleul, J.M.L., Nédélec, Y., Carluer, N., Gouy, V., 2002. Élaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis-à-vis des produits phytosanitaires. *Ingénieries* 29, 49–65.
- Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R., Finér, L., 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12, 1211–1227.
- Kröger, R., Holland, M.M., Moore, M.T., Cooper, C.M., 2007a. Hydrological Variability and Agricultural Drainage Ditch Inorganic Nitrogen Reduction Capacity. *J. Environ. Qual.* 36, 1646. doi:10.2134/jeq2006.0506
- Kröger, R., Holland, M.M., Moore, M.T., Cooper, C.M., 2007b. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. *Environ. Pollut.* 146, 114–119. doi:10.1016/j.envpol.2006.06.005

- Kröger, R., Holland, M.M., Moore, M.T., Cooper, C.M., 2008. Agricultural Drainage Ditches Mitigate Phosphorus Loads as a Function of Hydrological Variability. *J. Environ. Qual.* 37, 107. doi:10.2134/jeq2006.0505
- Kröger, R., Moore, M.T., Locke, M.A., Cullum, R.F., Steinriede Jr., R.W., Testa III, S., Bryant, C.T., Cooper, C.M., 2009. Evaluating the influence of wetland vegetation on chemical residence time in Mississippi Delta drainage ditches. *Agric. Water Manag.* 96, 1175–1179. doi:10.1016/j.agwat.2009.03.002
- Lacas, J.-G., CARLUER, N., VOLTZ, M., 2012. Efficiency of a Grass Buffer Strip for Limiting Diuron Losses from an Uphill Vineyard Towards Surface and Subsurface Waters. *Pedosphere* 22, 580–592. doi:10.1016/S1002-0160(12)60043-5
- Lagacherie, P., Diot, O., Domange, N., Gouy, V., Floure, C., Kao, C., Moussa, R., Robbez-Masson, J.M., Szleper, V., 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecol. Indic.* 6, 265–279. doi:10.1016/j.ecolind.2005.02.003
- Lagacherie, P., Robbez-Masson, Codis, S., Diot, O., Domange, N., 2002. Description des réseaux d'écoulement d'origine anthropique dans l'optique de l'alimentation d'une base de données géographique à finalité hydrologique : BD Biefs. INRA.
- Lecce, S.A., Pease, P.P., Gares, P.A., Wang, J., 2006. Seasonal controls on sediment delivery in a small coastal plain watershed, North Carolina, USA. *Geomorphology* 73, 246–260. doi:10.1016/j.geomorph.2005.05.017
- Leonard, J., Andrieux, P., 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in southern France. *CATENA* 32, 209–223. doi:10.1016/S0341-8162(98)00049-6
- Lesaffre, B., 1988. Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés: Débits de pointe et modèle SIDRA. Université de Paris VI.
- Levavasseur, F., 2012. Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne. Montpellier SupAgro, Montpellier, France.
- Levavasseur, F., Bailly, J.S., Lagacherie, P., 2013. Assessing the efficiency of Mediterranean ditch networks in preventing vineyards soil erosion within landscape. Presented at the EGU General Assembly.
- Levavasseur, F., Lagacherie, P., Bailly, J.S., Biarnès, A., Colin, F., submitted a. Spatial modeling of man-made drainage density of agricultural landscapes. *Submitt. Earth Surf. Process. Landf.*
- Louchart, X., Voltz, M., Andrieux, P., Moussa, R., 2001. Herbicide Transport to Surface Waters at Field and Watershed Scales in a Mediterranean Vineyard Area. *J. Environ. Qual.* 30, 982–991.
- Loumagne, C., Tallec, G. (coord), 2013. L'observation long terme en environnement.
- Mahabali, S., Spanoghe, P., 2014. Mitigation of Two Insecticides by Wetland Plants: Feasibility Study for the Treatment of Agricultural Runoff in Suriname (South America). *Water. Air. Soil Pollut.* 225, 1–12. doi:10.1007/s11270-013-1771-2
- Manhoudt, A.G.E., Visser, A.J., de Snoo, G.R., 2007. Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 353–358. doi:10.1016/j.agee.2006.08.004
- Margoum, C., Gouy, V., Laillet, B., Dramais, G., 2003. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *J. Water Sci.* 16, 389–405.
- Margoum, C., Gouy, V., Williams, R., Smith, J., 2001. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries* 56–65.
- Margoum, C., Malessard, C., Gouy, V., 2006. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere* 63, 1835–1841. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.10.032
- Marja, R., Herzon, I., 2012. The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: does field type matter? *Ornis Fenn.* 89, 170–181.

- Marofi, S., 1999. Rôle des échanges nappes-fossés dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu méditerranéen cultivé. ENSA Montpellier.
- Moore, M.T., Denton, D.L., Cooper, C.M., Wrynski, J., Miller, J.L., Reece, K., Crane, D., Robins, P., 2008. Mitigation assessment of vegetated drainage ditches for collecting irrigation runoff in California. *J. Environ. Qual.* 37, 486–493. doi:10.2134/jeq2007.0172
- Moore, M.T., Denton, D.L., Cooper, C.M., Wrynski, J., Miller, J.L., Werner, I., Horner, G., Crane, D., Holcomb, D.B., Huddleston, G.M., 2011. Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease pesticide transport from tomato and alfalfa fields in California, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 30, 1044–1049. doi:10.1002/etc.474
- Moore, M.T., Kröger, R., Cooper, C.M., Jr, S.S., 2009. Ability of Four Emergent Macrophytes to Remediate Permethrin in Mesocosm Experiments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57, 282–288. doi:10.1007/s00244-009-9334-7
- Moore, M.T., Kröger, R., Locke, M.A., Cullum, R.F., Steinriede Jr., R.W., Testa III, S., Lizotte Jr., R.E., Bryant, C.T., Cooper, C.M., 2010. Nutrient mitigation capacity in Mississippi Delta, USA drainage ditches. *Environ. Pollut.* 158, 175–184. doi:10.1016/j.envpol.2009.07.024
- Moussa, R., Voltz, M., Andrieux, P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrol. Process.* 16, 393–412. doi:10.1002/hyp.333
- Neal, C., Heathwaite, A.L., 2005. Nutrient mobility within river basins: a European perspective. *J. Hydrol.* 304, 477–490. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.045
- Nédelec, Y., 2005. Interactions entre les fonctionnements hydrauliques des réseaux enterrés et à surface libre, dans un bassin versant drainé, lors du transfert des crues. ENGREF.
- Nédélec, Y., Gay, B., 2008. Experimental Study of a Right-Angled End Junction between a Pipe and an Open Channel. *J. Hydraul. Eng.* 134, 616–625. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:5(616)
- Needelman, Kleinman, P.J.A., Strock, J.S., Allen, A.L., 2007. Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection: An overview. *J. Soil Water Conserv.* 62, 171–178.
- Nguyen, L., Sukias, J., 2002. Phosphorus fractions and retention in drainage ditch sediments receiving surface runoff and subsurface drainage from agricultural catchments in the North Island, New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 92, 49–69. doi:10.1016/S0167-8809(01)00284-5
- ONEMA, 2009. Usages des pesticides en bordure du réseau hydrographique et évaluation du risque écotoxicologique - Synthèse des enquêtes réalisées en Pays de la Loire en 2008.
- ONEMA - GT zones tampons. [WWW Document], n.d. URL <http://zonestampons.onema.fr/> (accessed 1.29.14).
- Pappas, E.A., Smith, D.R., 2007. Effects of dredging an agricultural drainage ditch on water column herbicide concentration, as predicted by fluvarium techniques. *J. Soil Water Conserv.* 62, 262–268.
- Paroissien, J.-B., Lagacherie, P., Le Bissonnais, Y., 2010. A regional-scale study of multi-decennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing-burying measurements. *CATENA* 82, 159–168. doi:10.1016/j.catena.2010.06.002
- Passeport, E., Benoit, P., Bergheaud, V., Coquet, Y., Tournebize, J., 2011. Selected pesticides adsorption and desorption in substrates from artificial wetland and forest buffer. *Environ. Toxicol. Chem. SETAC* 30, 1669–1676. doi:10.1002/etc.554
- Petryk, S., Bosmajian, G., 1975. Analysis of Flow through Vegetation. *J. Hydraul. Div.* 101, 871–884.
- Poulard, C., Chastan, B., Royet, P., Degoutte, G., Grelot, F., Erdlenbruch, K., Nedelec, Y., 2008. Prévention des inondations par ralentissement dynamique : principe et recommandations. Aspects techniques et économiques des aménagements de ralentissement dynamique des crues. *Ingénieries EAT n° spécial* 14, 5–24.
- Préfecture de la Mayenne, n.d. Arrêté n° 2007-A-637 interdisant l'application de produits phytosanitaires à proximité des milieux aquatiques.

- Ree, W.O., Crow, F.R., Region, U.S.A.R.S.S., Station, O.A.E., 1977. Friction factors for vegetated waterways of small slope. Dept. of Agriculture, Agricultural Research Service, Southern Region.
- Rhoads, B.L., Massey, K.D., 2012. Flow structure and channel change in a sinuous grass-lined stream within an agricultural drainage ditch: Implications for ditch stability and aquatic habitat. *River Res. Appl.* 28, 39–52. doi:10.1002/rra.1430
- Righetti, M., Armanini, A., 2002. Flow resistance in open channel flows with sparsely distributed bushes. *J Hydrol* 269, 55–64.
- Robinson, M., Beven, K., 1983. THE EFFECT OF MOLE DRAINAGE ON THE HYDROLOGICAL RESPONSE OF A SWELLING CLAY SOIL. *J. Hydrol.* 64, 205–223. doi:10.1016/0022-1694(83)90069-0
- Schilling, K.E., Jindal, P., Basu, N.B., Helmers, M.J., 2012. Impact of artificial subsurface drainage on groundwater travel times and baseflow discharge in an agricultural watershed, Iowa (USA). *Hydrol. Process.* 26, 3092–3100. doi:10.1002/hyp.8337
- Scholz, M., Trepel, M., 2004. Water quality characteristics of vegetated groundwater-fed ditches in a riparian peatland. *Sci. Total Environ.* 332, 109–122. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.02.001
- SETRA, 2006. Guide technique de l'assainissement routier, MTETM. ed, Les outils.
- Simon, T.N., Travis, J., 2011. The contribution of man-made ditches to the regional stream biodiversity of the new river watershed in the Florida panhandle. *Hydrobiologia* 661, 163–177. doi:10.1007/s10750-010-0521-3
- Skaggs, R.W., 1980. DRAINMOD Reference Report - Methods for Design and Evaluation of Drainage-Water Management SSystem for SSoil with High Water Table. USDA.
- Skaggs, R.W., 1992. Drainage and water management modeling technology. American Society of Agricultural Engineers.
- Smith, D.R., Pappas, E.A., 2007. Effect of Ditch Dredging on the Fate of Nutrients in Deep Drainage Ditches of the Midwestern United States. *J. Soil Water Conserv.* 62, 252–261.
- Sofia, G., Fontana, G.D., Tarolli, P., 2014. High-resolution topography and anthropogenic feature extraction: testing geomorphometric parameters in floodplains. *Hydrol. Process.* 28, 2046–2061. doi:10.1002/hyp.9727
- Sorman, A.U., Abdulrazzak, M.J., MorelSeytoux, H.J., 1997. Groundwater recharge estimation from ephemeral streams. Case study: Wadi Tabalah, Saudi Arabia. *Hydrol. Process.* 11, 1607–1619.
- Stehle, S., Elsaesser, D., Gregoire, C., Imfeld, G., Niehaus, E., Passeport, E., Payraudeau, S., Schäfer, R.B., Tournabize, J., Schulz, R., 2011. Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: a meta-analysis. *J. Environ. Qual.* 40, 1068–1080. doi:10.2134/jeq2010.0510
- Tang, X., Zhu, B., Katou, H., 2012. A review of rapid transport of pesticides from sloping farmland to surface waters: Processes and mitigation strategies. *J. Environ. Sci.* 24, 351–361. doi:10.1016/S1001-0742(11)60753-5
- Tucker, G.E., Bras, R.L., 1998. Hillslope processes, drainage density, and landscape morphology. *Water Resour. Res.* 34, 2751–2764. doi:10.1029/98WR01474
- Twisk, W., Noordervliet, M. a. W., Keurs, W.J. ter, 2003. The nature value of the ditch vegetation in peat areas in relation to farm management. *Aquat. Ecol.* 37, 191–209. doi:10.1023/A:1023944028022
- Ulén, B.M., Larsbo, M., Kreuger, J.K., Svanbäck, A., 2013. Spatial variation in herbicide leaching from a marine clay soil via subsurface drains. *Pest Manag. Sci.* n/a–n/a. doi:10.1002/ps.3574
- Vallée, R., Dousset, S., Billet, D., Benoit, M., 2014. Sorption of selected pesticides on soils, sediment and straw from a constructed agricultural drainage ditch or pond. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1–11. doi:10.1007/s11356-013-1840-5
- Van Geert, A., Van Rossum, F., Triest, L., 2010. Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *J. Ecol.* 98, 178–187. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01600.x
- VanderKwaak, J.E., 1999. Numerical simulation of flow and chemical transport in integrated surface?subsurface hydrologic systems. University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.

- Verdonschot, R.C.M., Keizer-vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M., 2011. Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 21, 715–727. doi:10.1002/aqc.1220
- Voltz, M., Andrieux, P., Bouzigues, R., Moussa, R., Ribolzi, O., Joseph, C., Trambouze, W., 1996. Main hydrological processes in a farmed catchment of the Mediterranean area, in: Littlewood, D.V., I (Eds.), *Conference on Ecohydrological Processes in Small Basins*. UNESCO Technical note, Strasbourg, 24-26 Septembre 1996.
- Voltz, M., Louchart, X., 2001. Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface.
- Wan, M.T., Kuo, J., McPherson, B., Pasternak, J., 2006. Agricultural Pesticide Residues in Farm Ditches of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. *J. Environ. Sci. Health Part B -- Pestic. Food Contam. Agric. Wastes* 41, 647–669. doi:10.1080/03601230600701817
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., Sear, D., 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.* 115, 329–341. doi:10.1016/S0006-3207(03)00153-8
- Wu, F.C., Hsieh Wen, S., Chou, Y.-J., 1999. Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation. *J. Hydraul. Eng.* 125, 934–942.
- Xue, Y., David, M., Gentry, L., Kovacic, D., 1998. Kinetics and modeling of dissolved phosphorus export from a tile-drained agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 27, 917–922.