

# Table des matières

Résumé.....	iii
Abstract.....	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vii
Remerciements.....	viii
Introduction générale.....	1
Chapitre 1 : Revue de littérature.....	3
1.1. Colmatage minéral.....	3
1.2. Colmatage ferrique.....	5
1.3. Paramètres hydrauliques influençant le colmatage.....	13
1.4. Moyens de contrôle.....	14
Chapitre 2 : Hypothèse et objectifs.....	16
Chapitre 3 : Matériel et méthode.....	17
3.1. Site expérimental.....	17
3.2. Données météorologiques.....	18
3.3. Caractéristiques du sol.....	18
3.4. Dispositif expérimental.....	21
3.5. Plan de drainage.....	23
3.6. Relevés au champ.....	24
3.7. Facteurs hydrauliques influençant le colmatage.....	25
3.8. Paramètres physicochimiques de l'eau.....	25
3.9. Bactéries ferrugineuses.....	26
3.10. Suivi du colmatage.....	26
Chapitre 4 : Résultats et discussion.....	27
4.1. Caractéristiques du sol.....	27
4.2. Paramètres hydrauliques influençant le colmatage.....	31
4.3. Paramètres physicochimiques de l'eau.....	41
.....	43
4.4. Bactéries ferrugineuses.....	44
4.5. Suivi du colmatage.....	45
Conclusion.....	48
Bibliographie.....	50
Annexe 1 : Plan de drainage.....	55
Annexe 2 : Résultats détaillés des analyses granulométriques.....	56
Annexe 3 : Hauteurs de la nappe (cm).....	57
Annexe 4 : Débits unitaires (m <sup>3</sup> /m-j).....	58

## Liste des tableaux

Tableau 1 Plages de températures (°C) régissant la croissance des différentes bactéries (Cullimore et McCann, 1978).....	7
Tableau 2 Estimation du risque de colmatage des drains en fonction du contenu en ions ferreux et du pH de l'eau (Asselin, 1985a avec adaptation de Kuntze, 1978).....	9
Tableau 3 Résultats des analyses granulométriques préliminaires .....	19
Tableau 4 Résultats des trois tests préliminaires du pH et du contenu en ions ferreux .....	20
Tableau 5 Résultats des tests de conductivité hydraulique ( $K_1$ ) .....	20
Tableau 6 Attribution des traitements pour chaque parcelle .....	22
Tableau 7 Matériel pour mesurer les paramètres physicochimiques .....	25
Tableau 8 Récapitulatif des profondeurs pour les horizons A, B et C .....	27
Tableau 9 Profondeurs des différents horizons de chaque parcelle .....	28
Tableau 10 Résultats pour l'horizon C (90-110 cm).....	31
Tableau 11 Dates des relevés et précipitations.....	32
Tableau 12 Précipitations et températures moyennes en 2014 et 2015.....	32
Tableau 13 Profondeurs des drains pour chaque parcelle .....	33
Tableau 14 Mesures des ions ferreux (mg/l) dans les puits d'observation et à la sortie des petits collecteurs.....	41
Tableau 15 Mesures de pH dans les puits d'observation et à la sortie des petits collecteurs.....	42
Tableau 16 Mesures de potentiel d'oxydoréduction (mV) dans les puits d'observation et à la sortie des petits collecteurs.....	42
Tableau 17 Définition des critères pour évaluer le colmatage .....	45
Tableau 18 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 2-250 .....	46
Tableau 19 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 2-450 .....	46
Tableau 20 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 3-110 .....	46
Tableau 21 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 3-250 .....	47
Tableau 22 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 3-450 .....	47

## Liste des figures

Figure 1. Diagramme d'équilibre des formes de fer en fonction du potentiel redox et du pH (Segalen, 1964) .....	10
Figure 2. Allure de la courbe d'un drain partiellement rempli de sédiments (Lagacé, 1988).....	13
Figure 3. Allure de la courbe d'un drain colmaté (Lagacé, 1988) .....	14
Figure 4. Localisation du site expérimental .....	17
Figure 5. Localisation du champ .....	17
Figure 6. Localisation des échantillons pour les analyses granulométriques, des tests de potentiel de colmatage et des trous pour les mesures de conductivité hydraulique .....	19
Figure 7. Distribution des parcelles dans le champ .....	21
Figure 8. Zoom sur le dispositif d'une parcelle .....	21
Figure 9. Schéma d'un puits d'observation.....	23
Figure 10. Schéma indiquant comment déterminer la hauteur de la nappe .....	24
Figure 11. Profil pédologique typique basé sur les profondeurs moyennes de chaque horizon ....	27
Figure 12. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon A (15-30 cm).....	29
Figure 13. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon B (55-80 cm).....	29
Figure 14. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon C (90-110 cm).....	30
Figure 15. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon D (140 cm et plus).....	30
Figure 16. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 2-250 .....	34
Figure 17. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 2-450 .....	35
Figure 18. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 3-110 .....	35
Figure 19. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 3-250 .....	36
Figure 20. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 3-450 .....	36
Figure 21. Rabattement de la nappe pour le traitement 2-250 .....	38
Figure 22. Rabattement de la nappe pour le traitement 2-450 .....	38
Figure 23. Rabattement de la nappe pour le traitement 3-110 .....	39
Figure 24. Rabattement de la nappe pour le traitement 3-250 .....	39
Figure 25. Rabattement de la nappe pour le traitement 3-450 .....	40
Figure 26. Relation entre le pH et le potentiel redox (V) (adapté de Segalen, 1964) .....	43
Figure 27. Analyse de la coloration de l'échantillon d'eau en fonction du temps depuis la mise en bouteille IRB-Bart de Droycon Bioconcepts inc. (DBI, 2013) .....	44
Figure 28. Emplacement de l'excavation des différents drains .....	45

## Remerciements

J'aimerais d'abord remercier mon directeur de recherche Dr. Robert Lagacé qui m'a permis de développer une rigueur scientifique certaine, qui m'a poussé à sortir de ma zone de confort, mais surtout, qui m'a fait confiance pour ce projet.

Un grand merci à Victor Savoie, Alexandre Arel et Valérie Petit, qui m'ont, entre autres, sauvé de plusieurs visites à Nicolet en prenant le relais pour la prise des mesures.

Un merci spécial aux partenaires du projet : Jean et Paul Rousseau, propriétaires de la Ferme Rhétaise, Richard Bossinotte et Francois Pépin de chez Soleno et au MAPAQ grâce au programme Innov'Action.

Je tiens aussi à remercier Nadine Lemay, Normand Massicotte et Daniel Marcotte, qui ont toujours répondu avec le sourire à mes différentes (et parfois maladroites) interrogations.

Un merci particulier à ma famille, ma belle-famille et mes amis qui, bien malgré eux, ont dû me demander périodiquement «Comment ça avance la maîtrise?». Merci pour votre support moral.

Mais surtout, merci à mon plus grand fan, Jean-Philippe, qui m'a soutenue (ou supportée?) pendant les deux dernières années! Tes encouragements, ton écoute et les bonbons surprises ont contribué à l'achèvement et à la réussite de ce projet.

## Introduction générale

Au Québec, les sols sableux, avec moins de 20% d'argile, sont très courants mais ont tendance à être délaissés par les producteurs agricoles. Dans ces types de sol, des problèmes d'ensablement du réseau de drainage et de colmatage ferrique, dû à la forte présence d'ions ferreux, sont souvent observés. Cela rend risqué l'installation d'un système de drainage souterrain (CRAAQ, 2005). Ce risque laisse entrevoir la perte de l'investissement, évalué entre 1500 et 3000 \$ par hectare (Savoie, 2014). De fait, plusieurs producteurs québécois ont vu leur système de drainage devenir inefficace cinq ans après l'installation. Et ceux qui tentaient le nettoyage des drains, pour maintenir l'efficacité du système, ont réalisé que la tâche était difficile et dispendieuse (Asselin, 1988).

Suite au retrait du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec dans le financement des projets de drainage au début des années 1990, les derniers travaux de recherche et colloques sur le sujet au Québec datent des années 80. Ainsi, active dès les années 1970, la recherche en drainage agricole s'est attardée aux problèmes de colmatage par l'ocre (hydroxyde de fer) et d'ensablement. L'ocre de fer obstrue les pertuis (Asselin, 1985; Brouillette *et al.*, 1985 ; Kuntze, 1978), allant jusqu'à diminuer l'efficacité de drainage de façon significative après seulement trois ans (Gameda *et al.*, 1983). Cette obstruction des pertuis par l'ocre ferreuse diminue avec l'augmentation de la largeur des pertuis (Talman, 1978), ce qui suggère que l'accroissement de la taille des pertuis pourrait diminuer le colmatage ferrique. Plusieurs autres travaux de recherche ont évalué le comportement, les conditions propices et les facteurs responsables de l'ensablement (Lagacé et Skaggs, 1985a; Lagacé et Skaggs, 1985b; Broughton *et al.*, 1977) alors que d'autres ont testé différents filtres pour établir des recommandations (Bonnell *et al.*, 1985; Broughton *et al.*, 1985; Rollin et Bolduc; 1985).

D'ailleurs, au Québec, les recommandations pour les sols sableux et ferreux prévoyaient jusqu'à tout récemment d'utiliser le drain avec des largeurs de pertuis inférieures à 2 mm (type 2) combiné à un filtre non tissé de 110 microns (pour les sables limoneux fins) ou un filtre tricoté de 450 microns (pour les sables plus grossiers). Le filtre de 110 microns serait excellent pour empêcher l'ensablement par particules fines, mais deviendrait rapidement inefficace pour cause

de colmatage ferrique. Le filtre de 450 microns a le comportement contraire; il résisterait davantage au colmatage par l'ocre de fer mais favoriserait l'ensablement.

Pour palier principalement aux problématiques de colmatage par l'ocre de fer et de nettoyage, le marché a développé récemment un nouveau drain ayant des largeurs de pertuis supérieures à 2 mm (type 3). Certains fabricants offrent aussi depuis peu un filtre dont le diamètre des ouvertures de filtration (DOF) est de 250 microns. Aucun travail de recherche n'a été réalisé jusqu'à maintenant pour étudier le drain de type 3 et le filtre de 250 microns.

Au cours des cinq dernières années, les problèmes de colmatage et d'ensablement constatés par les agriculteurs, et dont les conseillers et les entrepreneurs ont été témoins, sont redevenus un enjeu majeur. Les nombreuses terres sablonneuses au Québec, dans le but d'être valorisées elles aussi, nécessitent du drainage souterrain pour augmenter le rendement des cultures et faciliter les opérations culturales.

Ce travail visera donc à évaluer les performances des drains de type 3 (pertuis de plus de 2 mm de largeur) avec les filtres de 110, 250 et 450 microns et des drains de type 2 (pertuis de moins de 2 mm de largeur) avec les filtres de 250 et 450 microns quant à l'efficacité sur le drainage des terres, le colmatage et l'ensablement. Le premier chapitre consigne les informations retenues dans le cadre de la recherche de littérature, le second chapitre expose la méthodologie de recherche et le dernier chapitre présente les résultats et leurs analyses.

# Chapitre 1 : Revue de littérature

Selon Henning (de Kuntze, 1978), les trois formes de colmatage se répartissent ainsi: 66 % par colmatage minéral, 30 % par colmatage ferrique et environ 4% par d'autres formes (racines, affaissement, défaut du drain). Le colmatage influence les vitesses de rabattement de la nappe et de tarissement du débit de différentes façons. Dans la plupart des cas, l'ensablement et le colmatage ferrique sont présents simultanément (Kuntze, 1978).

## 1.1. Colmatage minéral

Le phénomène d'ensablement contribue à diminuer l'efficacité de drainage en obstruant la section d'écoulement des tuyaux de drainage. En 1985, plusieurs systèmes de drainage installés un peu partout au Québec contenaient des sédiments un an seulement après l'installation (Rollin et Bolduc, 1985). Les chercheurs ont proposé différents critères (coefficient d'uniformité, rapport  $d_{85}$ /largeur des pertuis, indice de plasticité, etc.) pour déterminer le potentiel d'ensablement des sols sableux, mais aucun ne semble fonctionner de manière universelle (Lagacé et Skaggs, 1985b).

D'après Cros (1974), le phénomène d'ensablement se fait en deux étapes :

1. Ensablement primaire : puisqu'il est directement influencé par les conditions d'installation, il se produit suite à la mise en place du réseau de drainage, lorsque l'écoulement s'amorce;
2. Ensablement secondaire : il se produit lorsque l'écoulement défait les ponts formés par les particules consolidées.

C'est lors de l'ensablement primaire que la majorité des sédiments sont déposés dans le drain (Lagacé et Skaggs, 1985a ; 1985b). L'expérience de Lagacé et Skaggs (1985a) a permis d'observer que l'entrée des sédiments se fait principalement par le bas du drain. Au travers de diverses études (Lagacé et Skaggs, 1985b; Williardson, 1979), différents facteurs influençant le potentiel d'ensablement ont été ciblés : la texture et la structure du sol, les conditions d'installation et le rayon hydraulique des pertuis.

### ***Caractéristiques du sol***

Plusieurs études s'intéressant aux problématiques d'ensablement ont montré l'importance de la texture du sol en ciblant les sols les plus à risques. Ces sols étaient ceux ayant une grande proportion de particules dont le diamètre variait de 0,050 mm à 0,15 mm, sans qu'aucun seuil critique ne soit toutefois établi (Lagacé et Skaggs, 1988).

L'étude de Lagacé et Skaggs (1985b) a montré qu'il est possible de prévoir le niveau potentiel d'ensablement, de façon quantitative, à l'aide d'une méthode d'analyse des agrégats. La structure (présence d'agrégats) est donc un facteur influençant l'ensablement. Aucun critère universel n'a pu être établi mais l'étude a montré qu'un sol bien structuré aura sa courbe des agrégats très éloignée de sa courbe granulométrique, alors qu'un sol mal structuré verra ses deux courbes très rapprochées.

### ***Conditions d'installation***

Les conditions d'installation relèvent principalement de la teneur en eau du sol ainsi que des caractéristiques du remblais (tassement, structure, etc.) (Lagacé et Skaggs, 1985b). Cavelaars (1967) a montré que le dysfonctionnement des réseaux de drainage est souvent causé par une trop grande résistance à l'entrée des pertuis du drain, provoquée par de mauvaises conditions d'installation. Lors de la planification de l'installation, une attention particulière doit être accordée à la présence de niveaux de nappe élevés ou à la possibilité de recevoir des pluies abondantes. C'est souvent tard à l'automne ou tôt au printemps que la problématique de nappes d'eau élevées survient.

L'étude de Dierickx *et al.* (1990) propose trois solutions, relatives aux remblais, pour protéger contre l'ensablement :

- Entourer le drain de gravier;
- Combiner le drain à un matériel filtrant et remblayer la tranchée avec du sable;
- Combiner le drain à un matériel filtrant et remblayer la tranchée avec le sol originel;

La première solution est peu pratique pour une installation en continue et est moins populaire depuis l'apparition de différentes gammes de matériel filtrant sur le marché. L'installation à l'aide d'une charrue-taupe permet la pose d'un drain enrobé. Cette méthode, largement employée, contribue à une pose efficace dans la mesure où les remblais sont faits du sol d'origine.



### ***Ouvertures des puits***

Lagacé et Skaggs (1985a) ont montré que l'augmentation du rayon hydraulique des puits explique mieux l'ensablement croissant que l'augmentation de la largeur des puits. L'étude de Brouillette *et al.* (1985) a permis de pointer que de grandes variations au niveau des ouvertures des puits des drains existent. Les auteurs soulignent la possibilité d'une meilleure efficacité contre l'ensablement par un contrôle initial de l'uniformité des ouvertures des drains par l'industrie.

### **1.2. Colmatage ferrugineux**

D'après Ford (1975) la formation de dépôts d'hydroxyde de fer est connue depuis près d'un siècle et demi. Dans les réseaux de drainage souterrain, quatre types de dépôts associés à l'activité microbienne sont connus : les dépôts de fer (ocre), les dépôts de manganèse, les boues à base de soufre et les sulfures de fer, l'ocre de fer étant le plus commun et le plus problématique (Ford, 1983). Ford (de Gameda, 1981) définit l'ocre de fer comme étant une masse d'hydroxyde ferrugineux filamenteuse, gélatineuse, collante et de couleur rouge à jaune combinée à une matrice organique et présente dans les drains agricoles. La composition des dépôts d'ocre, même si elle est très variable, peut se détailler ainsi (Ford, 1983):

- Eau : 90 % et plus ;
- Fer : 2 à 65 % de la masse sèche;
- Matrice organique : 2 à 50 % de la masse sèche;
- Autres éléments : aluminium, soufre, magnésium et silicium.

En plus des problèmes engendrés dans le domaine du drainage agricole, l'ocre de fer affecte les systèmes d'alimentation en eau, les systèmes d'irrigation goutte à goutte et le drainage des sites miniers (Gameda, 1981).

### ***Étude du processus***

Tiré de Asselin (1985a), le processus de déposition de l'ocre de fer se résume en trois étapes :

1. **Solubilisation (réduction) du fer dans le sol saturé ;**  
(En sol sableux, l'air est rapidement évacué du sol, ce qui demande moins d'énergie aux bactéries pour réduire le fer (Ford, 1983).)
2. **Migration du fer soluble vers les drains ;**
3. **Précipitation et immobilisation du fer.**

La déposition du fer se fait lorsque le fer soluble ( $\text{Fe}^{2+}$ ) est oxydé en fer insoluble ( $\text{Fe}^{3+}$ ). L'oxydation se fait de 80 à 98 % par l'action des bactéries et de 2 à 20 % par les procédés physicochimiques (Kuntze, 1982). Le précipité produit par oxydation chimique est créé lentement et en très faible quantité (Ford 1975; Ford, 1970; Pertersen, 1966).

La précipitation chimique se produit lors d'un changement de pH ou d'une variation du potentiel d'oxydo-réduction dans un milieu aéré (matériel filtrant ou intérieur du drain) (Jaton, 1977; Asselin, 1985a). L'oxydation biologique survient lorsque certaines bactéries du sol réagissent avec le fer solubilisé et une source d'oxygène.

### ***Activité des bactéries ferrugineuses***

Différentes études ont montré l'importance des bactéries en tant que catalyseurs de la précipitation du fer en hydroxyde ferrique (Asselin 1985a). Ford (1979c) a d'ailleurs conclu qu'il ne pouvait y avoir de déposition d'ocre sans l'activité de microorganismes. Plusieurs chercheurs se sont intéressés à la présence des différentes bactéries ferrugineuses (Houot et Berthelin, 1991; Ford, 1979; Ivarson et Sojak, 1978).

Selon la littérature (Houot et Berthelin, 1991; Asselin 1985a; Ford, 1983; Gameda *et al.*, 1983; Ivarson et Sojak, 1978), les bactéries les plus communes responsables de la précipitation du fer et de la formation d'ocre sont :

- *Gallionella ferruginea*;
- *Sphaerotilus natans*;
- *Leptothrix ochracea*.

Les bactéries *Gallionella* et *Sphaerotilus* sont les plus fréquemment observées (Gameda *et al.*, 1983). Ces dernières avec *Leptothrix* sont d'ailleurs d'une taille suffisante pour être vues à faible puissance d'un microscope ordinaire (Ford, 1983). Pour un pH près de la neutralité, chacune de ces bactéries (*Gallionella*, *Leptothrix* et *Sphaerotilus*) a été observée comme étant liée à l'ocre de fer (Ivarson et Sojak, 1978). D'autres bactéries ont été observées par différents chercheurs : *Ferrobacillus ferrooxidans*, *Crebothrix*, *Cladothrix* et *Thiothrix* (Cullimore et McCann, 1978; Ivarson et Sojak, 1978; Gameda, 1981; Huout et Berthelin, 1991)

Cullimore (2000) sépare les bactéries ferrugineuses en trois groupes : les bactéries hétérotrophes, les bactéries *Gallionella* et les bactéries avec enveloppe. Les bactéries hétérotrophes assimilent le

fer et le manganèse de façon à intégrer ces éléments dans leur paroi cellulaire. Ces bactéries vivent sur la matière organique dissoute ou en suspension dans l'eau (Cullimore, 2000). Bien qu'importantes, les bactéries hétérotrophes ne sont pas les microorganismes qui prédominent en problématique de colmatage (Cullimore, 2000).

*Gallionella ferruginea* joue un rôle majeur dans l'oxydation du fer ferreux (Ivarson et Sojak, 1978). La bactérie est reconnaissable grâce à la longue queue en forme de ruban se formant sur un côté de la cellule en forme de haricot (Cullimore, 2000). *Gallionella* dépose le fer et le manganèse sous forme de culots d'oxyde au niveau de sa flagelle (Cullimore, 2000). Ce faisant, la bactérie contribue au développement d'une longue flagelle qui se détache et qui permet à l'organisme de se déplacer autre part dans le milieu pour poursuivre sa croissance (Cullimore, 2000). La bactérie préfère un environnement ayant un faible potentiel d'oxydoréduction (200 à 320 mV) et un faible niveau d'oxygène (0,1-1 mg/L) (Naraine et Kotelnikova, 2011). Hanert (1968) a montré qu'une concentration en oxygène supérieure à 2,75mg/L aurait un effet inhibiteur sur la bactérie *Gallionella*. La bactérie préfère un pH neutre ou légèrement acide, entre 5 et 7 (Naraine et Kotelnikova, 2011).

Les bactéries avec une enveloppe sont reconnaissables par leur forme et leur mode de croissance. Les bactéries *Leptothrix* et *Sphaerotilus* sont de ce groupe. Les cellules développent une enveloppe à l'allure d'un tube où les oxydes de fer et de manganèse sont déposés et accumulés. Les oxydes donneront une couleur orangée à brun-noir aux nouvelles excroissances.

Huout et Berthelin (1991) ont montré que la bactérie *Leptothrix* préfère un milieu où le mouvement de l'eau est lent. Le tableau 1 indique les températures aidant à régir la croissance de *Sphaerotilus* et *Leptothrix*. Dewi *et al.* (1986) parle d'un pH optimal autour de 6 pour les bactéries avec enveloppe.

**Tableau 1 Plages de températures (°C) régissant la croissance des différentes bactéries (Cullimore et McCann, 1978)**

	Température minimale	Températures optimales	Température maximale
<i>Sphaerotilus</i>	15	25-30	37
<i>Leptothrix</i>	10	20-25	35

L'observation seule des dépôts d'ocre ne permet pas d'expliquer l'entière des processus impliqués et le rôle exact des bactéries. Huout et Berthelin (1991) se sont interrogés à savoir si les bactéries oxydent réellement le fer pour obtenir l'énergie nécessaire à leur croissance ou si les bactéries dégradent plutôt les complexes organométalliques utilisant la fraction organique comme source de carbone et d'énergie.

### ***Paramètres physicochimiques de l'eau***

#### Le contenu en ions ferreux

D'après Ford (1971), des concentrations de 2 à 4 ppm d'ions ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) suffisent à initier la déposition d'hydroxyde de fer et avec l'accroissement de ces concentrations, la quantité de dépôts tend à augmenter. Asselin (1985b) a toutefois montré qu'il n'existe pas toujours une relation entre l'épaisseur d'hydroxyde de fer accumulée dans le drain et la teneur en  $\text{Fe}^{2+}$ . De fait, des dépôts importants ont été observés pour différentes concentrations en ions ferreux. L'étude de Asselin (1985b) a montré que dans des réseaux de drainage où le colmatage était avancé, la teneur en ions ferreux était aussi faible que 0,5 ppm. Une forte population de bactéries ferrugineuses avait toutefois été remarquée. La déposition d'hydroxyde n'est donc pas exclusivement conditionnée par la teneur en  $\text{Fe}^{2+}$ .

Pour déterminer la quantité d'ions ferreux contenue dans l'eau du sol, Asselin (1985a et 1985b) a testé différentes méthodes. Il s'est avéré que l'utilisation de la trousse HACH (modèle IR-18B) était aussi fiable que la méthode de dosage des ions ferreux développée par Ford (1982). Asselin (1985b) recommande le dosage directement au champ pour éviter l'oxydation du fer et la déposition au fond de l'échantillon.

Grass *et al.* (1973) et Hundal *et al.* (1977) ont montré que le contenu en fer libre de l'eau du sol est très faible dans les 60 premiers centimètres de sol, pour augmenter considérablement sous le niveau des drains. Une attention particulière doit être accordée aux sols profonds et perméables. Dans ces sols, de grandes quantités d'ions  $\text{Fe}^{2+}$  pourront être acheminées au réseau de drainage par un écoulement important sous les drains (Asselin 1985b).

Hasselbarth et Ludemann (1967) ont mis en relation la croissance des bactéries du fer et du manganèse avec la vitesse d'écoulement de l'eau et la concentration en fer. Dans des conditions

d'eau stagnante, la croissance des bactéries était favorisée entre 1,6 et 12 ppm de fer. Dans l'eau courante, des bactéries du fer étaient présentes dès que les concentrations excédaient 0,2 à 0,5 ppm, dû au flux continu de nutriments.

### Le pH

Le pH joue un rôle important dans le phénomène du colmatage ferrique. Des études ont montré que :

- Les dépôts d'ocre augmentent à mesure que le pH passe de 4,0 à 7,2 (Ford, 1975);
- Les dépôts étaient plus importants pour des pH entre 6 et 7,2 (Asselin, 1985b);
- La déposition d'hydroxyde est faible pour des pH supérieurs à 7,2 (Ford, 1975).

Plusieurs chercheurs se sont intéressés à la relation existant entre le pH et le fer (Asselin, 1985a; Ford, 1983; Kuntze, 1978). Le tableau 2 insiste sur la relation, entre le pH et le contenu en ions ferreux, pour donner un indice du potentiel de colmatage du réseau de drainage.

**Tableau 2 Estimation du risque de colmatage des drains en fonction du contenu en ions ferreux et du pH de l'eau (Asselin, 1985a avec adaptation de Kuntze, 1978)**

Contenu en ions ferreux (Fe <sup>2+</sup> )		Risque de colmatage des drains
pH < 7	pH > 7	
< 0,5	< 1,0	<b>Faible</b>
0,5 à 1,0	1,0 à 3,0	<b>Faible à moyen</b>
1,0 à 3,0	3,0 à 6,0	<b>Moyen à élevé</b>
3,0 à 6,0	6,0 à 9,0	<b>Élevé à très élevé</b>
> 6,0	> 9,0	<b>Très élevé</b>

Selon Cullimore et McCann (1978), dans des conditions plus alcalines (pour des pH de 7,5 à 9,0), Fe<sup>2+</sup> et Mn<sup>2+</sup> s'oxydent rapidement par des procédés physicochimiques de base et deviennent moins disponibles en tant que source d'énergie pour les bactéries.

Des observations de terrain peuvent donner une idée du risque de colmatage du site :

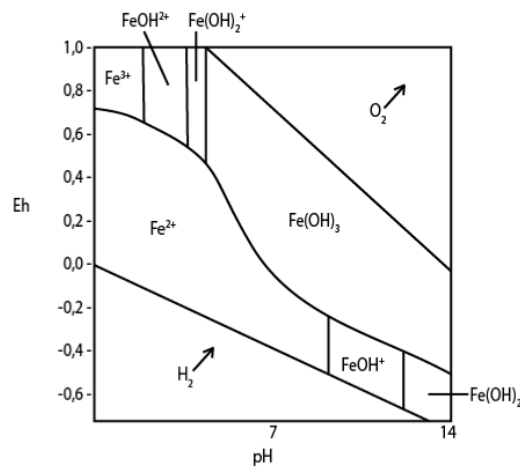
- Les drains d'un bâtiment ou d'un terrain aux alentours ont connu du colmatage;
- Des dépôts (solides ou gélatineux) de couleur rouille sont présents dans les fossés, les dépressions ou sur les structures existantes (tuyaux, géotextiles, etc.);

- Un film huileux à la surface de l'eau des fossés ou des traces de couleur rouille sur les cours d'eau ou sur les parois des fossés est visible. (CRAAQ, 2005)

Au Québec, si au moins l'une de ces observations s'avère positive, le dosage des ions ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) et des mesures de pH sont recommandés par le CRAAQ (2005).

### Le potentiel d'oxydoréduction

Segalen (1964) explique la relation existant entre le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) et le pH (Figure 1) en discernant les formes de fer présentes dans le milieu selon les valeurs que prendront Eh (en volt) et pH.



**Figure 1. Diagramme d'équilibre des formes de fer en fonction du potentiel redox et du pH (Segalen, 1964)**

Tel qu'indiqué sur la figure 1 et comme l'a noté Lindner (de Laperrière, 1988), lorsque le pH et le potentiel d'oxydo-réduction sont faibles, les ions ferreux restent en solution. Brochu (1988) a mesuré des valeurs entre 450 et 530 mV. D'après Grass *et al.* (1973), les valeurs de Eh dans le profil du sol diminuent immédiatement après une irrigation pour augmenter dès l'arrêt de l'apport en eau. Cela indique l'importance de l'oxygène atmosphérique quant à l'état d'oxydo-réduction et, par extension, quant à la solubilité des composés de fer. Grass *et al.* (1973) ont aussi démontré que la décomposition de la matière organique intervient de façon importante dans les réactions d'oxydation-réduction dans le sol.

### ***Autres paramètres influençant le colmatage***

De façon générale, les dépôts d'ocre se feront plus nombreux en plus de devenir davantage adhésifs (*Ministry of agriculture and food of British Columbia*, 1988) à mesure que le réseau de drainage vieillira. Houot *et al.* (1984) ont observé que la vitesse de circulation de l'eau, le régime de la nappe et la présence de contrepentes dans les drains influencent la déposition d'hydroxyde de fer. D'après Ford (1970; 1971), la présence de matière organique dans le sol, et en particulier les acides humiques reconnus comme des agents complexant le fer, peut encourager le colmatage ferrique dans le réseau de drainage.

Le manganèse peut remplacer le fer de façon à être métabolisé par les bactéries ferrugineuses (Cullimore et McCann, 1978). Comme c'est le cas pour le fer, le manganèse est dissous dans le sol en conditions anaérobiques puis transporté avec l'eau jusqu'au drain où il y a oxydation et précipitation (Grass *et al.*, 1973).

La concentration en oxygène dissous influence de façon significative la qualité de l'eau du sol. Ce paramètre régularise l'état de valence des éléments-traces métalliques et joue sur le métabolisme des microorganismes (Rose et Long, 1988). La solubilité limitée de l'oxygène est directement liée à la pression atmosphérique et inversement liée à la salinité et à la température de l'eau (Rose et Long, 1988; Schofield et Marcy, 2010). Brochu (1988) a montré que de faibles concentrations en oxygène dissous suffisaient à la bactérie *Gallionella* pour amorcer le processus de formation d'hydroxyde de fer.

Un feuillet du *Ministry of Agriculture and Food* de la Colombie-Britannique (1988), dénote qu'un site n'ayant pas souffert de problèmes d'ocre de fer dans le passé n'est pas immunisé indéfiniment contre le problème. Des changements au niveau de certaines pratiques culturales peuvent affecter la chimie du sol en rendant le fer plus mobile. Ces pratiques peuvent concerner l'ajout de grandes quantités de fumier (augmentation de la matière organique) ou la surfertilisation (diminution du pH).

Le type de sol influence aussi le risque de colmatage. Puisqu'il y a souvent davantage de fer ferreux contenu dans l'eau des sols sableux, ces derniers sont les plus à risques (Ford, 1983). Lorsqu'ils deviennent inondés (suite à une pluie ou une irrigation), l'air du sol est rapidement

chassé. Moins d'énergie est requis par les bactéries pour réduire le fer à sa forme ferreuse soluble. D'ailleurs, le colmatage a été observé dans chacun des sols sableux étudiés par Asselin (1985b) lors de son étude sur 14 fermes situées dans la région de Nicolet.

L'origine du fer est un aspect important à considérer. Ford (1983) distingue deux sortes:

- Allochtone ou ocre permanente : le fer provient de l'extérieur de la parcelle et donc des terres voisines.
- Autochtone ou ocre temporaire : la provenance du fer est limitée au site lui-même.

La topographie des terres avoisinantes doit être étudiée lorsqu'il est question d'évaluer le risque de colmatage d'un site afin de savoir si le fer est acheminé de l'extérieur de la parcelle (Ford, 1983). Grass *et al.* (1973) ont montré que les concentrations en  $Mn^{2+}$  et en  $Fe^{2+}$  sont plus faibles en surface du profil de sol à cause du lessivage qui se fait dans cette zone et de la courte durée où eau et particules de sol restent en contact.

Gameda *et al.* (1983) ont observé que la quantité et la consistance des dépôts d'ocre dépend de la température de l'eau et de celle du sol. En milieu d'été, alors que la température de l'eau du sol variait de 10 à 14 °C, les dépôts d'ocre étaient plus importants (Gameda, 1981). Une température plus élevée favorise l'activité des bactéries ferrugineuses (Asselin, 1985a).

### ***Types de colmatage***

Selon Asselin (1985a), le colmatage peut se faire de trois façons :

1. Colmatage externe : nuit à l'entrée d'eau dans le drain en affectant essentiellement l'entourage et le pourtour extérieur du drain ;
2. Colmatage interne : contribue à la diminution de la section d'écoulement menant à la modification des propriétés hydrauliques d'un drain ;
3. Formation de dépôts solides à l'intérieur d'un drain à la suite d'une période de sécheresse.

Le colmatage interne est fréquemment observé au Québec (Asselin, 1985a). Brochu *et al.* (1985) ont noté que même dans les cas extrêmes étudiés, les pertuis n'étaient jamais entièrement obstrués par l'ocre ferreuse.



Dans les systèmes étudiés par Asselin (1985b) :

- en moyenne 50 % des ouvertures du drain étaient bouchées après six ans;
- les dépôts d'hydroxyde de fer se font plus nombreux en sortie de parcelle, à l'approche du collecteur;
- le colmatage des puits se produit avant le colmatage du matériel filtrant.

Talman (1978) a montré que l'obstruction des puits par l'ocre ferreuse diminue avec l'augmentation de la largeur des puits, ce qui suggère que l'accroissement de la taille des puits pourrait diminuer le colmatage.

### 1.3. Paramètres hydrauliques influençant le colmatage

Les facteurs hydrauliques d'un réseau concernent:

- la vitesse de tarissement du débit ;
- la vitesse de rabattement de la nappe ;
- la relation entre le débit unitaire et la hauteur de nappe.

La figure 2 représente le débit unitaire d'un drain partiellement rempli de sédiments. En présence d'ensablement, la section libre du drain et la capacité à l'écoulement sont réduites (Lagacé, 1988). La courbe débits-hauteurs aura tendance à s'aplatir comparativement à la courbe théorique.

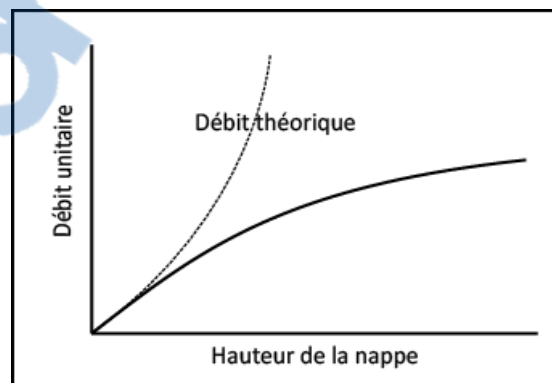
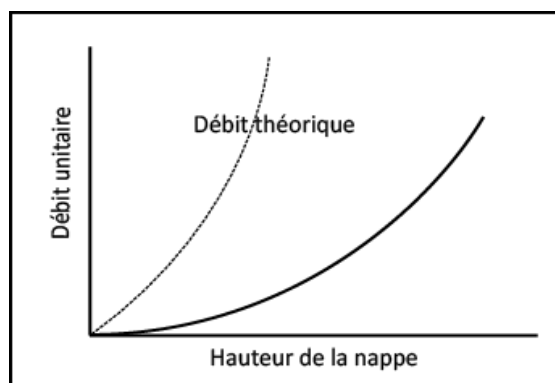


Figure 2. Allure de la courbe d'un drain partiellement rempli de sédiments (Lagacé, 1988)

La figure 3 représente le débit unitaire d'un drain colmaté sur son pourtour. La majeure partie de la charge hydraulique disponible sera utilisée à contrer la résistance à l'entrée d'eau dans le drain (Lagacé, 1988). La courbe débits-hauteurs sera décalée de celle du débit théorique.



**Figure 3. Allure de la courbe d'un drain colmaté (Lagacé, 1988)**

#### **1.4. Moyens de contrôle**

À l'heure actuelle, aucun moyen efficace n'existe pour empêcher le colmatage ferrique. Les moyens prescrits servent seulement à ralentir les effets de ces problématiques difficilement corrigibles. Parmi les différentes recherches, les moyens de contrôle étudiés peuvent être séparés en deux types : mesures préventives et mesures curatives (Asselin, 1985a). Cette section présente sommairement différentes options observées dans la littérature.

##### ***Moyens préventifs***

- Oxydation et précipitation du fer dans le profil de sol : convient seulement à un sol avec risque de colmatage temporaire et contenu en argile de 30% (Ford, 1979).
- Chaulage du sol : de grandes quantités de chaux sont nécessaires, ce qui implique des coûts importants (Asselin, 1985a).
- Chaulage de la tranchée de drainage : méthode non recommandée puisqu'elle contribuera à détériorer les caractéristiques physiques du sol aux alentours du drain (Kuntze, 1978).
- Drains submergés : résultats plus ou moins satisfaisants (Ford, 1975) étant donné que la bactérie *Gallionella* peut se développer en présence de faibles concentrations d'oxygène (Brochu, 1988).

## *Moyens curatifs*

### Nettoyage hydraulique

Pour être efficace, cette méthode doit être réalisée sur une base annuelle. Elle ne permet pas de dégager les orifices bloqués par l'ocre et son efficacité diminue à mesure que la quantité de sédiments augmente. De plus, le nettoyage deviendra plus difficile si les drains ont plus de 200 mètres de longueur (*Ministry of agriculture and food of British Columbia, 1988*).

### Nettoyage chimique

Cette méthode s'est montrée très efficace pour enlever les dépôts d'hydroxyde mais elle reste peu recommandable étant donné le danger de pollution de l'eau et les coûts élevés (*Asselin, 1985a*).

## **Chapitre 2 : Hypothèse et objectifs**

L'hypothèse de travail est qu'un drain avec des pertuis d'une largeur supérieure à 2 mm (type 3) et au matériel filtrant de 250 microns contribuent à maintenir un drainage efficace en freinant l'ensablement et le colmatage ferrique dans les sols sableux et ferreux.

L'objectif principal est de quantifier à quelle vitesse se feront l'ensablement et le colmatage pour différentes combinaisons de drains et de matériaux filtrants. Les objectifs secondaires, pour ces différentes combinaisons, sont :

- ✓ de mesurer les paramètres hydrauliques influencés par le colmatage;
- ✓ de caractériser les paramètres physicochimiques de l'eau dans le sol et de l'eau de drainage;
- ✓ de procéder à l'évaluation du colmatage et de l'ensablement des drains.

## Chapitre 3 : Matériel et méthode

### 3.1. Site expérimental

Le site expérimental est situé à Bécancour sur la rive sud du Saint-Laurent, près de Trois-Rivières, dans l'un des champs appartenant à la Ferme Rhétaise (figures 4 et 5).



Figure 4. Localisation du site expérimental



Figure 5. Localisation du champ

Le champ, bordé par des fossés, couvre une superficie de 10 hectares (85 mètres par 1200 mètres). Les propriétaires sont producteurs laitiers. Ils ont fait l'acquisition de la propriété en juin 2011. L'historique du calendrier des cultures se présente ainsi :

- Avant 2011 : soya et maïs en alternance;
- 2011 : maïs;
- 2012 : soya;
- 2013 : maïs;
- 2014 : aucune culture sauf engrais vert à l'automne;
- 2015 : foin (fléole et trèfle).

Des travaux de nivellement ont été effectués à l'été 2014, avant la pose du système de drainage. La topographie plane au niveau du site même, et des terres avoisinantes, limite l'apport de fer allochtone.

### **3.2. Données météorologiques**

Les données de précipitations et de températures de l'air ambiant proviennent de la station météorologique de Nicolet (# 7025440), située à 11,19 km du site. Le site des données climatiques du Ministère du développement durable, de l'environnement et de lutte aux changements climatiques du Québec (MDDELCC, 2016) fourni les valeurs des précipitations.

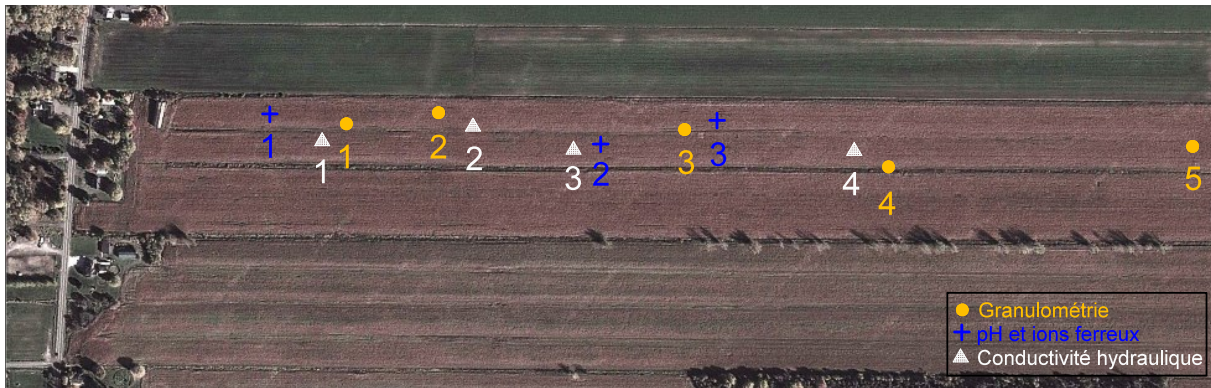
### **3.3. Caractéristiques du sol**

#### ***Pédologie***

L'étude pédologique du comté de Nicolet (Choinière et Laplante, 1948) classe le sol de la parcelle expérimentale comme alluvions récentes non différenciées. Ce type de sol regroupe des sols à textures extrêmement variables, en général assez fertiles mais aussi très susceptibles de subir des inondations printanières.

#### ***Granulométrie, potentiel de colmatage et conductivité hydraulique***

La figure 6 présente la localisation des échantillonnages des analyses granulométriques préliminaires et des tests de potentiel de colmatage (pH et ions ferreux) ainsi que les points où les mesures de conductivité hydraulique ont été réalisées.



**Figure 6. Localisation des échantillons pour les analyses granulométriques, des tests de potentiel de colmatage et des trous pour les mesures de conductivité hydraulique**

Les échantillons pour les analyses granulométriques préliminaires ont été récoltés en cinq localisations (figure 6) le 20 mai 2014 à des profondeurs de 0 à 1,2 mètre. Les  $d_{10}$ ,  $d_{60}$ ,  $d_{85}$  ainsi que les pourcentages des différentes fractions sont présentés au tableau 3. La méthode utilisée en laboratoire est celle basée sur la norme de l'ASTM *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils* (ASTM D-422-63, 2007) avec l'utilisation du tamis No 230 au lieu du tamis No 200.

**Tableau 3 Résultats des analyses granulométriques préliminaires**

	Point #1	Point #2	Point #3	Point #4	Point #5
<b><math>d_{10}</math> (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	0,006	0,026	0,026	0,037	0,030
<b><math>d_{60}</math> (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	0,068	0,110	0,095	0,110	0,095
<b><math>d_{85}</math> (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	0,110	0,170	0,160	0,170	0,160
<b>% argile</b>	8	5	5	5	5
<b>% limon</b>	27	10	10	8	15
<b>% sable</b>	65	85	85	87	80
<b>Type de sol</b>	<b>loam sableux</b>	<b>sable loameux</b>	<b>sable loameux</b>	<b>sable</b>	<b>sable loameux</b>

Sauf au point #1, les résultats préliminaires indiquent des sols homogènes. L'échantillon au point #1, situé en début de parcelle expérimentale, contient une plus grande portion de limon. Les cinq échantillons contiennent moins de 20 % d'argile.

Sur un lot voisin, d'importants dépôts d'ocre de fer ont été observés comme obstruant tout l'intérieur d'un réseau de drains d'à peine cinq ans d'âge. Au printemps 2014, des tests préliminaires pour déterminer le potentiel de colmatage d'après les critères établis par Kuntze

(1978) ont été effectués en trois points choisis au hasard dans le champ (figure 6). Les échantillons d'eau pour les analyses préliminaires ont été prélevés dans des trous creusés à la tarière. Les valeurs obtenues de pH et de teneur en fer (trousse HACH, modèle IR-18B (146401)), présentées au tableau 4, indique un champ à très haut risque de colmatage.

**Tableau 4 Résultats des trois tests préliminaires du pH et du contenu en ions ferreux**

<b>Point</b>	<b>pH</b>	<b>Fe<sup>2+</sup></b>	<b>Risque de colmatage des drains (Kuntze, 1978)</b>
#1	6,8	12	Très élevé
#2	7	12	Très élevé
#3	7,2	12	Très élevé

Des mesures de conductivité hydraulique ont été effectuées le 30 juin 2014 en quatre points choisis au hasard dans le champ (figure 6) en utilisant la méthode du trou à la tarière (Van Beers, 1970). Les résultats sont présentés au tableau 5. Les hauteurs d'eau ont été mesurées 4, 5, 7 et 11 fois aux points #1, #2, #3 et #4 respectivement. La profondeur de la nappe a été déterminée par extrapolation en portant sur graphique le logarithme de la charge hydraulique en fonction du temps.

**Tableau 5 Résultats des tests de conductivité hydraulique (K<sub>1</sub>)**

<b>Trou</b>	<b>Profondeur de la nappe à l'équilibre m</b>	<b>Profondeur du trou m</b>	<b>Conductivité hydraulique m/j</b>
#1	0,42	1,24	0,26
#2	0,33	0,79	0,47
#3	0,34	0,90	0,49
#4	0,59	1,24	0,55
<b>Moyenne</b>			<b>0,44</b>
<b>Écart-type</b>			<b>0,13</b>

La conductivité hydraulique moyenne est de à 0,44 m/j pour un écart-type de 0,13. La profondeur du sol est plus grande que la profondeur des sondages réalisés à 160 cm. La conductivité hydraulique mesurée au point #1 est plus faible que celles mesurées aux autres points. Un sol plus limoneux, tel que démontré avec l'analyse granulométrique au point #1, peut expliquer cette différence. L'écartement recommandé calculé à l'aide de l'équation de Guyon (pour un sol sableux avec  $K_1=K_2$  et un rabattement de la nappe de 30 cm/ jour) correspond à 20 mètres. L'écartement réel est de 14 mètres.



### 3.4. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental a été monté en blocs complets aléatoires avec six traitements dans chacun des trois blocs (figure 7). Chacune des 18 parcelles draine une superficie de 0,36 ha (28 mètres par 128 mètres). La figure 8 présente le schéma typique du réseau de drainage (deux latéraux et un petit collecteur qui rejoignent le collecteur principal via un puisard) et l'emplacement des puits d'observation pour chaque parcelle.

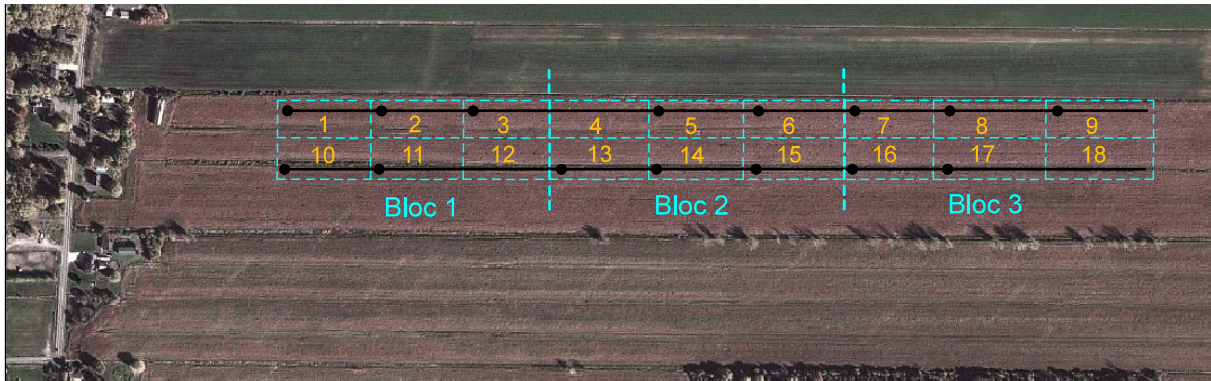


Figure 7. Distribution des parcelles dans le champ

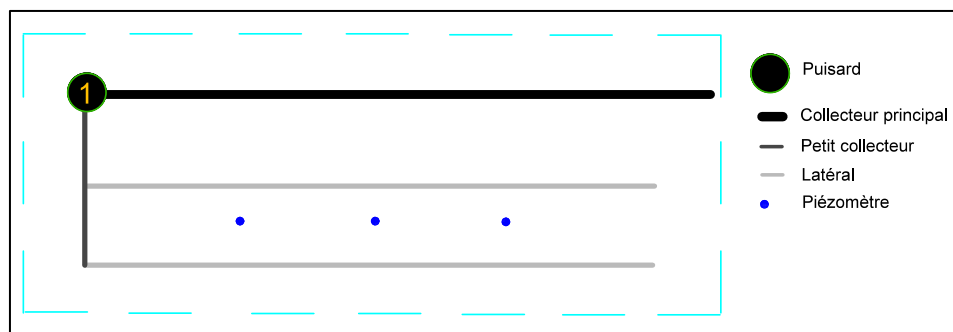


Figure 8. Zoom sur le dispositif d'une parcelle

Les traitements du dispositif expérimental sont les suivants :

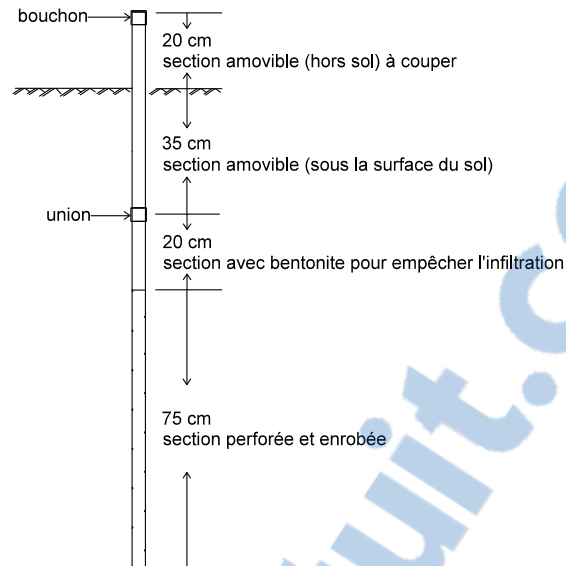
- Drain avec pertuis de 1,8 mm (type 2) et filtre 250  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 1,8 mm (type 2) et filtre 450  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 3 mm (type 3) et filtre 110  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 3 mm (type 3) et filtre 250  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 3 mm (type 3) et filtre 450  $\mu\text{m}$ ;
- Un témoin sans drainage.

L'attribution aléatoire des traitements pour chaque parcelle est présentée au tableau 6.

**Tableau 6 Attribution des traitements pour chaque parcelle**

<b>Parcelle</b>	<b>Type de drain</b>	<b>Type de filtre µm</b>
<b>1</b>	type 3	250
<b>2</b>	type 2	250
<b>3</b>	type 2	450
<b>4 (témoin 1)</b>	-	-
<b>5</b>	type 3	250
<b>6</b>	type 3	450
<b>7</b>	type 2	250
<b>8</b>	type 3	450
<b>9</b>	type 3	110
<b>10</b>	type 3	450
<b>11</b>	type 3	110
<b>12 (témoin 2)</b>	-	-
<b>13</b>	type 3	110
<b>14</b>	type 2	250
<b>15</b>	type 2	450
<b>16</b>	type 2	450
<b>17</b>	type 3	250
<b>18 (témoin 3)</b>	-	-

Dans chaque parcelle, trois puits d'observations ont été installés environ à mi-chemin entre les latéraux. Le premier est situé au tiers de la longueur, le second à la demie et le troisième aux trois quarts de la longueur de la parcelle. En octobre 2014, les 54 puits d'observation ont été installés entre les deux latéraux de chaque parcelle (figure 8) ou de façon à être alignés au centre dans les parcelles témoin. Chaque puits d'observation (figure 9) est fabriqué d'un tuyau de PVC (diamètre extérieur de 25,4 mm) de 150 cm de longueur.



**Figure 9. Schéma d'un puits d'observation**

La section avec les perforations (diamètre des trous de 1/8 de pouce) est recouverte d'un géotextile de 110 microns. Les puits d'observation ont été fabriqués de façon à nuire le moins possible aux producteurs lors des travaux de hersage, de semis, de fertilisation et de coupe. En mai 2015, les parties amovibles ont été enlevées pour la durée des travaux des producteurs. Les relevés topométriques, effectués au préalable à l'aide d'une station totale LEICA, ont été nécessaires pour pouvoir localiser chaque puits d'observation après le passage de la herse et du semoir. Les puits d'observation ont par la suite été réinstallés et coupés au ras du sol, ce qui permet aux producteurs d'effectuer les récoltes sans contraintes autres que les puisards.

Pour faciliter l'observation par caméra endoscope et pour permettre un nettoyage éventuel des drains, deux cheminées ont été ajoutées à chaque latéral : une au début et une à mi-longueur.

### **3.5. Plan de drainage**

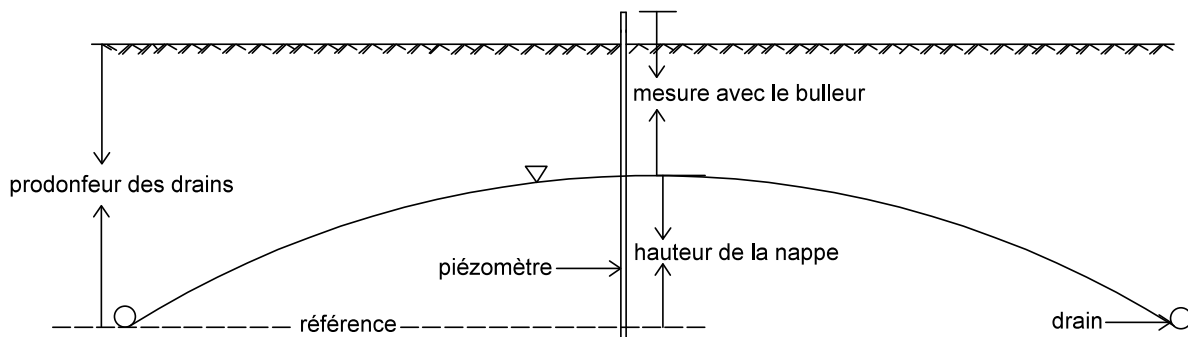
Les travaux de pose du réseau de drainage ont été effectués dans la semaine du 22 septembre 2014. L'installation s'est faite dans de bonnes conditions (humidité favorable et nappe basse), ce qui permet d'éviter les problématiques d'ensablement. Le plan de drainage est présenté à l'annexe 1. Des fossés bordent le champ mais les conditions limites du site sont établies en fonction des collecteurs.

### 3.6. Relevés au champ

Lorsque des débits sont observés à la sortie des petits collecteurs dans les puisards, les profondeurs des nappes et les débits totaux sont mesurés.

#### *Hauteur des nappes*

Les profondeurs de la nappe sont mesurées avec un bulleur dans chacun des trois puits d'observation de chaque parcelle. Le bulleur est un tube gradué en PVC de 1 cm de diamètre intérieur. La mesure est prise lorsqu'en soufflant doucement, l'opérateur sent la résistance de l'eau. Pour déterminer la hauteur de la nappe (figure 10), la mesure prise avec le bulleur est soustraite de l'élévation du haut du puits d'observation par rapport aux niveaux des drains, lesquels ont été mesurés à l'aide d'une station totale.



**Figure 10. Schéma indiquant comment déterminer la hauteur de la nappe**

#### *Débit aux regards*

Les débits instantanés sont mesurés à l'aide d'une chaudière et d'un chronomètre à la sortie du petit collecteur dans le regard. Des graduations à l'intérieur de la chaudière indiquent les quantités en litre. Chaque mesure de débit est évaluée pour une durée minimale de 30 secondes, ce qui permet de limiter l'erreur due à la précision du chronomètre. Pour chaque parcelle, les débits totaux sont convertis en valeurs de débit unitaire afin de déterminer les courbes débits-hauteurs.

L'équation servant à la conversion est la suivante (Lagacé, 2015) :

$$q(h) = \frac{Q_t}{0,0116 L} \quad [1]$$

où

$q(h)$  = débit unitaire en fonction de la hauteur de la nappe ( $m^3/m-j$ );

$Q_t$  = débit total (L/s);

$L$  = longueur du petit collecteur et des deux latéraux (m);

0,0116 = facteur de conversion de  $m^3/j$  en L/s.

### 3.7. Facteurs hydrauliques influençant le colmatage

Les mesures de hauteurs de la nappe et de débits permettent d'établir des relations de débit en fonction de la hauteur de la nappe  $Q(h)$ , de rabattement de la nappe  $h(t)$  et de tarissement du débit  $q(t)$ . L'allure de la courbe  $q(h)$  du débit unitaire en fonction de la hauteur de la nappe permet de déterminer s'il y a une problématique d'ensablement ou de colmatage ferrique au niveau du réseau de drainage.

### 3.8. Paramètres physicochimiques de l'eau

Suite à la revue de littérature, l'importance de plusieurs paramètres physicochimiques a été soulevée. Les paramètres mesurés sont le contenu en ions ferreux, le pH et le potentiel d'oxydo-réduction. Les mesures ont été effectuées pour l'eau de drainage (échantillons récoltés aux collecteurs) et pour l'eau du sol (échantillons récoltés dans les puits d'observation). Pour éviter l'oxydation des échantillons, les paramètres sont mesurés directement au champ. Le tableau 7 présente les appareils utilisés pour les différents paramètres ainsi que leur gamme de valeurs et leur précision.

**Tableau 7 Matériel pour mesurer les paramètres physicochimiques**

Paramètre	Appareil	Gamme de valeurs	Précision
Ions ferreux	Trousse HACH – Fer (146401)	0 à 10 mg/L	0,2 mg/L
pH	Oakton Waterproof Double Junction pHTestr® 10	-1,0 à 15,0	±0,1
Potentiel redox	Oakton Waterproof ORPTestr® 10	-999 mV to 1000 mV	±0,2 mV

La température de l'eau dans le sol et de l'eau de drainage est mesurée avec un thermomètre Lollipop (Fisherbrand). La température est mesurée lors d'une visite au champ sur trois.

### **3.9. Bactéries ferrugineuses**

Étant donné l'importance des bactéries dans le processus de formation d'ocre de fer, des échantillons ont été prélevés pour caractériser les populations présentes. Deux méthodes ont été utilisées: analyse au laboratoire Environex (4495 Boulevard Wilfrid-Hamel, Québec (QC), G1P 2J7) et test avec une bouteille de Droycon Bioconcepts inc (DBI, 2013). L'analyse des échantillons au laboratoire est basée sur la norme de l'ASTM *Standard Test Method for Iron Bacteria in Water and Water-Formed Deposits* (ASTM D932-85, 2002).

Pour la bouteille IRB-Bart de Droycon Bioconcepts inc. (DBI, 2013), l'échantillon d'eau réagit avec un réactif, le citrate d'ammonium ferrique, et l'absence d'oxygène pour faire apparaître une coloration. La bouteille (usage unique) est observée pendant huit jours et les changements (apparition d'un dépôt ou changement de coloration) sont notés. Une charte colorimétrique sert pour déterminer le type de bactéries dominantes (anaérobiques, ferrugineuses, entériques, hétérotrophes ou Pseudomonas) et approximer la quantité de bactéries ferrugineuses (cfu/ml) le cas échéant.

### **3.10. Suivi du colmatage**

L'excavation des drains a été effectuée le 26 octobre 2015, soit 13 mois après leur installation, à l'aide d'une petite pelle mécanique. L'excavation s'est faite sur un des deux latéraux choisi aléatoirement dans chaque parcelle, environ à mi-longueur. Un échantillon de drain enrobé a été prélevé pour être analysé en laboratoire et des photos ont été prises.

## Chapitre 4 : Résultats et discussion

### 4.1. Caractéristiques du sol

Pour caractériser les sols de chaque parcelle, une fosse a été excavée en juillet 2014 en son centre pour y effectuer une description du profil pédologique et prendre des échantillons de sol pour des analyses granulométriques. La profondeur des fosses varie de 140 à 160 cm. La figure 11 présente un profil typique observé au champ. Le sol peut être divisé en quatre horizons: zone de surface (A), zone de transition (B), zone des drains (C) et zone sous les drains (D).

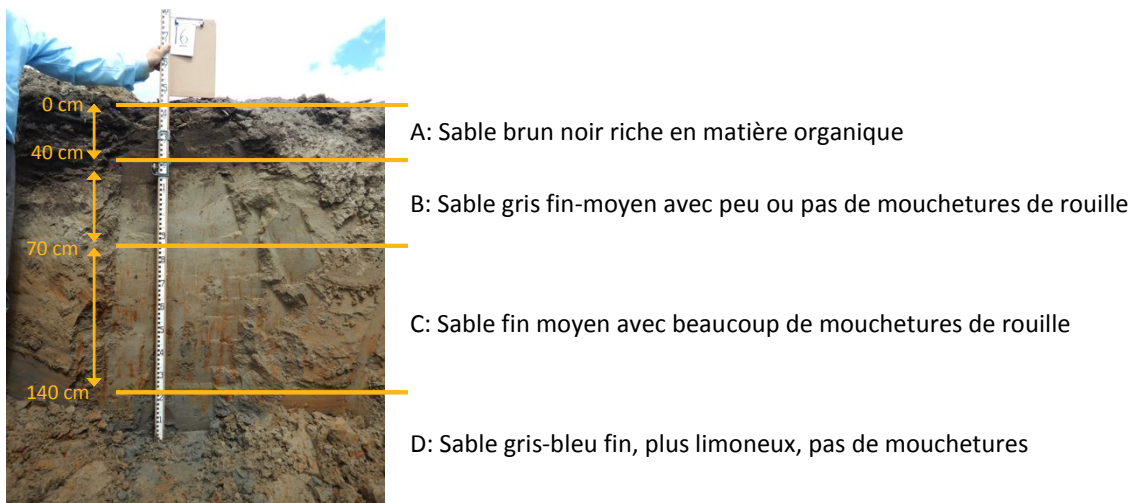


Figure 11. Profil pédologique typique basé sur les profondeurs moyennes de chaque horizon

Le tableau 8 présente les gammes de profondeurs et les valeurs moyennes associées pour chacun des horizons. Le tableau 9 détaille la profondeur des horizons A, B et C pour chaque parcelle.

Tableau 8 Récapitulatif des profondeurs pour les horizons A, B et C

	Horizon	Minimum cm	Moyenne cm	Maximum cm
A	Zone de surface	25	40	55
B	Zone de transition	40	70	125
C	Zone du drain	105	130	140

**Tableau 9 Profondeurs des différents horizons de chaque parcelle**

<b>Parcelle</b>	<b>Zone de surface (A)</b>	<b>Zone de transition (B)</b>	<b>Zone du drain (C)</b>
	cm	cm	cm
<b>1</b>	55	70	120
<b>2</b>	35	65	140
<b>3</b>	35	50	120
<b>4 (témoin 1)</b>	45	60	120
<b>5</b>	40	55	120
<b>6</b>	35	95	130
<b>7</b>	35	70	130
<b>8</b>	37	47	130
<b>9</b>	25	50	135
<b>10</b>	30	40	140
<b>11</b>	25	125	125
<b>12 (témoin 2)</b>	40	90	105
<b>13</b>	40	65	115
<b>14</b>	50	80	130
<b>15</b>	50	80	140
<b>16</b>	50	75	125
<b>17</b>	32	42	130
<b>18 (témoin 3)</b>	30	70	120

La zone sous le drain (D) débute en moyenne à 130 cm de profondeur.

Les courbes granulométriques des horizons A, B, C et D sont présentées aux figures 12, 13, 14 et 15 respectivement. Les analyses granulométriques pour les échantillons de l'horizon de surface (figure 12) montrent des sols uniformes, à l'exception des parcelles 3 et 12, où la portion de limon est plus importante. Par contre, les figures 13, 14 et 15 montrent que les sols des horizons B, C et D des différentes parcelles sont très semblables.



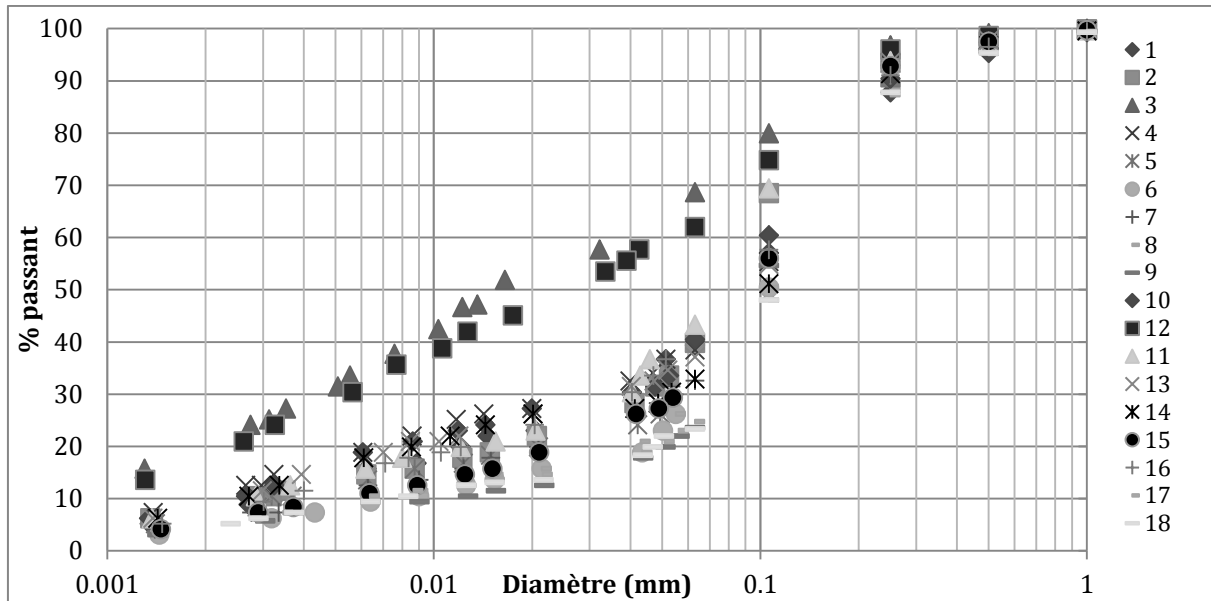


Figure 12. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon A (15-30 cm)

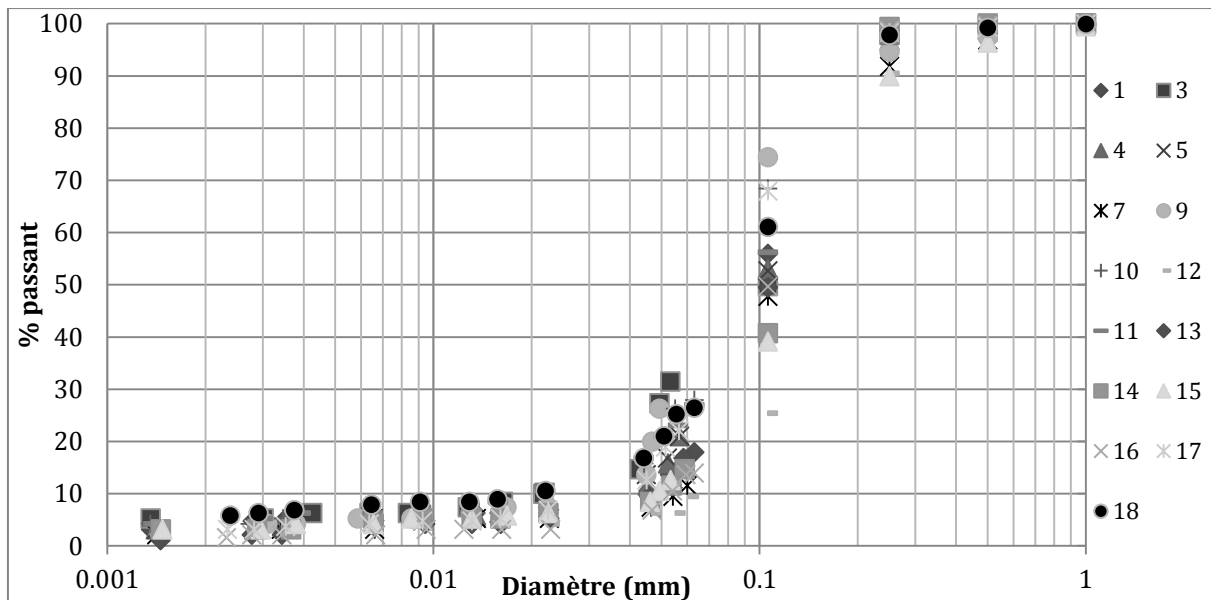
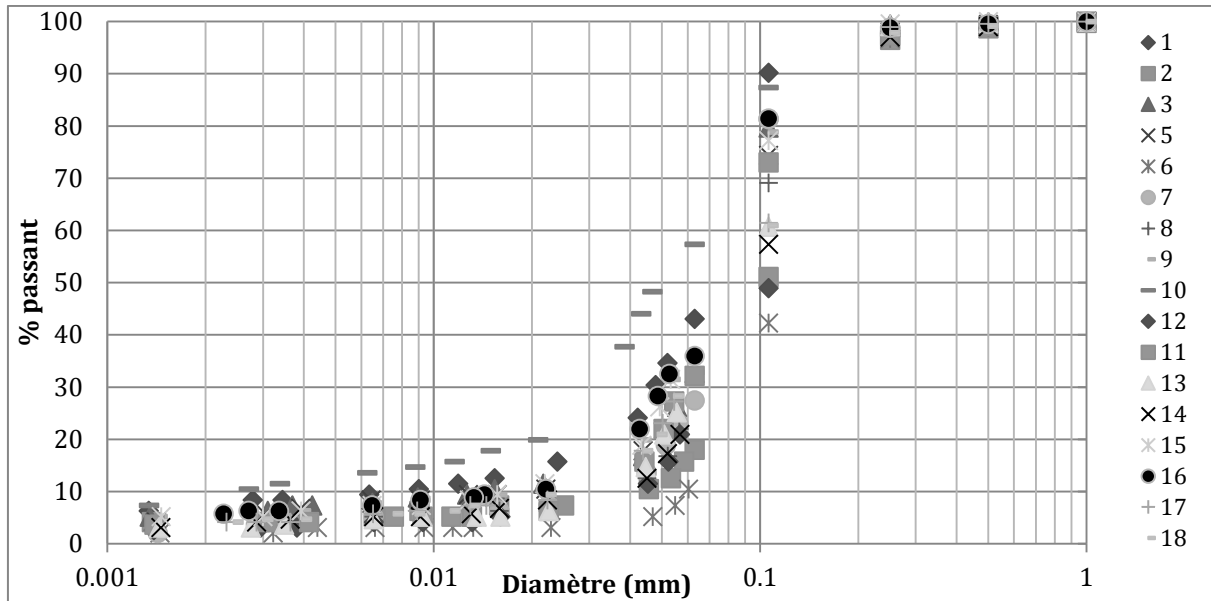
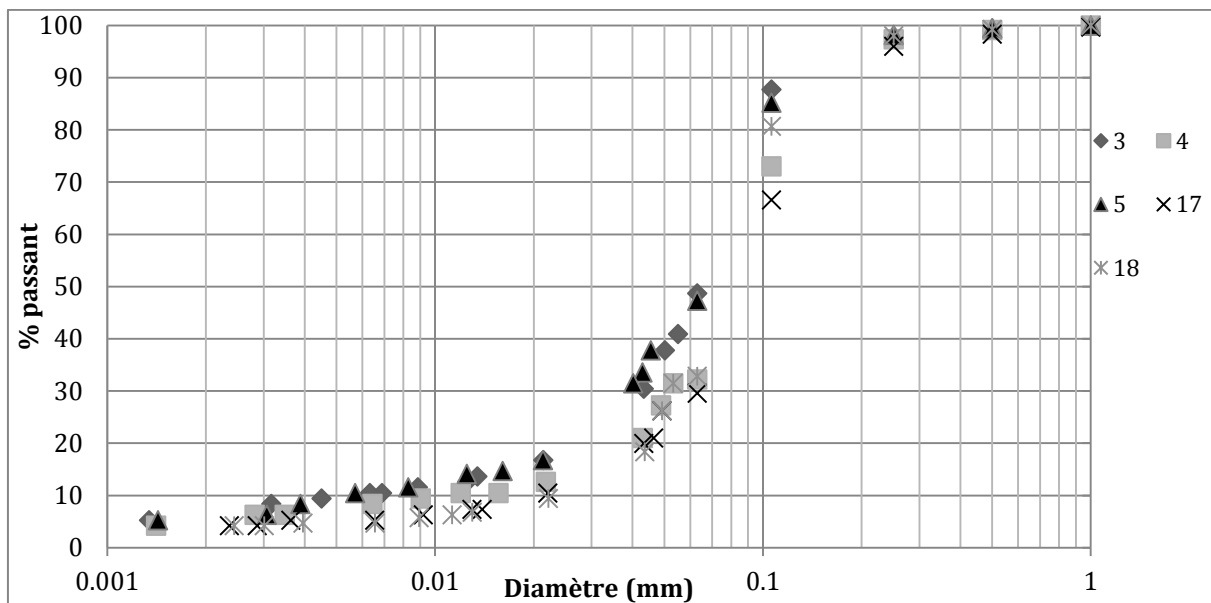


Figure 13. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon B (55-80 cm)



**Figure 14. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon C (90-110 cm)**



**Figure 15. Résultats des analyses granulométriques de l'horizon D (140 cm et plus)**

Les analyses granulométriques, corroborées par les résultats des profils de sol, permettent de conclure que les parcelles sont uniformes. Le détail de chaque analyse granulométrique est présenté à l'annexe 2. Les résultats les plus intéressants concernent l'horizon C (90-110 cm), qui correspond à la zone des drains, et sont présentés au tableau 10.

**Tableau 10 Résultats pour l'horizon C (90-110 cm)**

	<b>Minimum</b>	<b>Moyenne</b>	<b>Maximum</b>	<b>Écart-type</b>
<b>d<sub>10</sub> (µm)</b>	3	<b>27</b>	65	14
<b>d<sub>60</sub> (µm)</b>	75	<b>98</b>	150	23
<b>d<sub>85</sub> (µm)</b>	95	<b>153</b>	200	31
<b>% argile</b>	2	<b>5</b>	10	2
<b>% limon</b>	4	<b>14</b>	30	7
<b>% sable</b>	60	<b>81</b>	94	9
<b>Type de sol</b>	<b>sable loameux</b>			

À cette profondeur, le d<sub>85</sub> moyen correspond à 153 µm. En appliquant la règle du Soil Conservation Service (1973), qui suggère que le choix du filtre correspond à deux fois le d<sub>85</sub> du sol, la gamme de filtres qui convient concerne ceux avec un diamètre des ouvertures de filtration (DOF) compris entre 190 et 400 µm.

#### ***Conclusions générales sur les caractéristiques du sol***

Les profils de sol et les analyses granulométriques permettent de conclure que les sols sont relativement homogènes entre les parcelles. Les parcelles 3 et 12 contenaient une plus grande portion de limon au niveau de l'horizon A. Toutefois, au niveau de l'horizon d'intérêt dans le cadre de cette étude (horizon C), les parcelles étaient homogènes et présentaient un sol de type sable loameux avec un d<sub>85</sub> moyen d'environ 150 µm.

#### **4.2. Paramètres hydrauliques influençant le colmatage**

Les observations de hauteurs de la nappe et de débits aux collecteurs ont débuté en novembre 2014 et se sont poursuivies au printemps 2015 et en décembre 2015. Le tableau 11 présente les dates des relevés et les précipitations mesurées par la station de Nicolet (MDDELCC, 2016) la veille et le jour de chaque relevé. Les mesures prises le 27 novembre 2014, montrant des incohérences qui n'ont pu être expliquées, n'ont pas été considérées dans les résultats.

**Tableau 11 Dates des relevés et précipitations****Précipitations (MDDELCC, 2016)  
mm**

Date du relevé	Veille du relevé	Jour du relevé
2014-11-13	6,6	0
2014-11-25	1,6	0
2014-11-27	0	0
2015-04-15	0	0
2015-04-22	3,8	12,6
2015-05-26	23,4	3,4
2015-05-27	3,4	0
2015-06-09	16,2	18,8
2015-06-10	18,8	16,2
2015-06-11	16,2	0
2015-06-12	0	5
2015-06-17	10,8	0
2015-07-02	10,2	0
2015-12-15	12,2	0
2015-12-16	0	0
2015-12-18	8,8	0
2015-12-21	0	2

Le tableau 12 permet de comparer les précipitations (pluie et neige) et les températures moyennes pour les mois de juillet à décembre en 2014 et en 2015.

**Tableau 12 Précipitations et températures moyennes en 2014 et 2015**

Mois	2014				2015			
	Pluie mm	Neige mm	Total mm	Température moyenne °C	Pluie mm	Neige mm	Total mm	Température moyenne °C
<b>Juillet</b>	72,2	0	72,2	20,1	61,0	0	61,0	20,1
<b>Août</b>	93,2	0	93,2	19,1	59,1	0	59,1	20,2
<b>Septembre</b>	76,9	0	76,9	14,7	109,2	0	109,2	17,7
<b>Octobre</b>	97,2	0	97,2	9,9	74,4	4,0	78,4	6,6
<b>Novembre</b>	37,9	12,0	49,9	0,4	51,6	5,5	57,1	3,2
<b>Décembre</b>	17,4	40,1	57,5	-5,3	74,8	39,4	114,2	0,3

À l'été 2015, la nappe très basse et les faibles précipitations n'ont permis aucune mesure. À l'automne 2015, étant donné les rares événements pluvieux, seulement quelques mesures ont pu être effectuées en décembre.

La profondeur des drains dans chaque parcelle (tableau 13) a été déterminée à partir des relevés topométriques. La station totale permettait aussi de déterminer l'élévation du drain, une mesure essentielle pour déterminer les hauteurs des nappes.

**Tableau 13 Profondeurs des drains pour chaque parcelle**

<b>Parcelle</b>	<b>Profondeur des drains</b> m	<b>Parcelle</b>	<b>Profondeur des drains</b> m
<b>1</b>	1,22	<b>10</b>	1,16
<b>2</b>	1,17	<b>11</b>	0,84
<b>3</b>	1,03	<b>12 (témoin 2)</b>	-
<b>4 (témoin 1)</b>	-	<b>13</b>	1,01
<b>5</b>	1,12	<b>14</b>	0,92
<b>6</b>	1,16	<b>15</b>	0,90
<b>7</b>	1,05	<b>16</b>	0,91
<b>8</b>	0,92	<b>17</b>	0,64
<b>9</b>	0,96	<b>18 (témoin 3)</b>	-
<b>Moyenne</b>	<b>1,08</b>		<b>0,91</b>
<b>Écart-type</b>	<b>0,11</b>		<b>0,16</b>

Les parcelles situées du côté est du champ (1 à 9) ont des drains se situant entre 92 et 122 cm de profondeur, par rapport à la surface du sol. Les drains des parcelles du côté ouest (10 à 18) varient de 84 à 116 cm, à l'exception de la parcelle 17. La profondeur des drains de 64 cm diffère significativement des autres. Compte-tenu de ce fait, les résultats de la parcelle 17 ne sont pas présentés. La parcelle devra faire l'objet d'une investigation afin de relever de nouveau la profondeur du drain problématique et de vérifier que les deux latéraux sont à la même profondeur.

### ***Courbes débits-hauteurs***

Les mesures de hauteurs de la nappe et de débits pour chaque parcelle à chaque relevé sont détaillées aux annexes 3 et 4. Les courbes débits-hauteurs de chaque traitement (2-250, 2-450, 3-110, 3-250 et 3-450) sont présentées aux figures 16 à 20 respectivement. La courbe théorique permettant d'établir le comportement normal des drains a été ajoutée à chaque figure.

La courbe théorique est calculée avec l'équation de Guyon (Lagacé, 2015) :

$$q(h) = 3,5 \frac{K_1}{E} h^2 + 7 \frac{K_2}{E} \delta h \quad [2]$$

où

$q(h)$  = débit unitaire ( $m^3/m-j$ )

$K_1 = K_2$  = conductivité hydraulique (0,31 m/j)

$E$  = écartement (14 m)

$h$  = hauteur de la nappe (m)

$\delta$  = profondeur équivalente (0,5 m)

Les débits de chaque parcelle, sauf ceux de la parcelle 1 (traitement 3-250), sont alignés de part et d'autre de la courbe théorique. Les résultats de la parcelle 10 (traitement 3-450) ne sont pas présentés puisque des résidus de paille ont été trouvés en décembre 2015 comme obstruant le drain et réduisant les débits. La parcelle 17 (traitement 3-250) n'est pas présentée à cause de la profondeur problématique des drains.

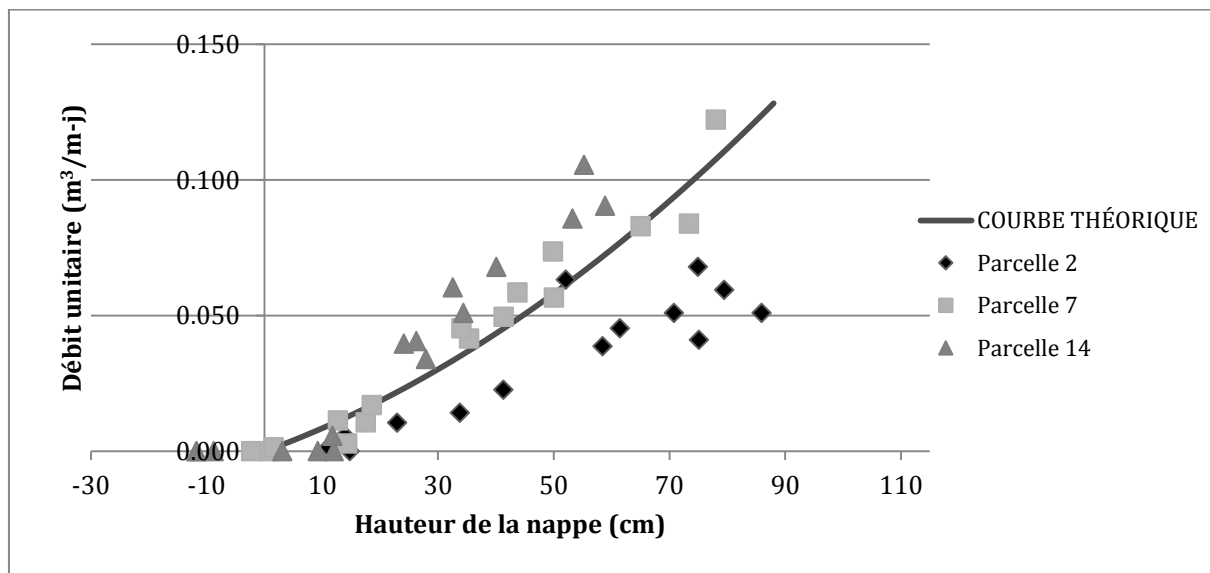


Figure 16. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 2-250

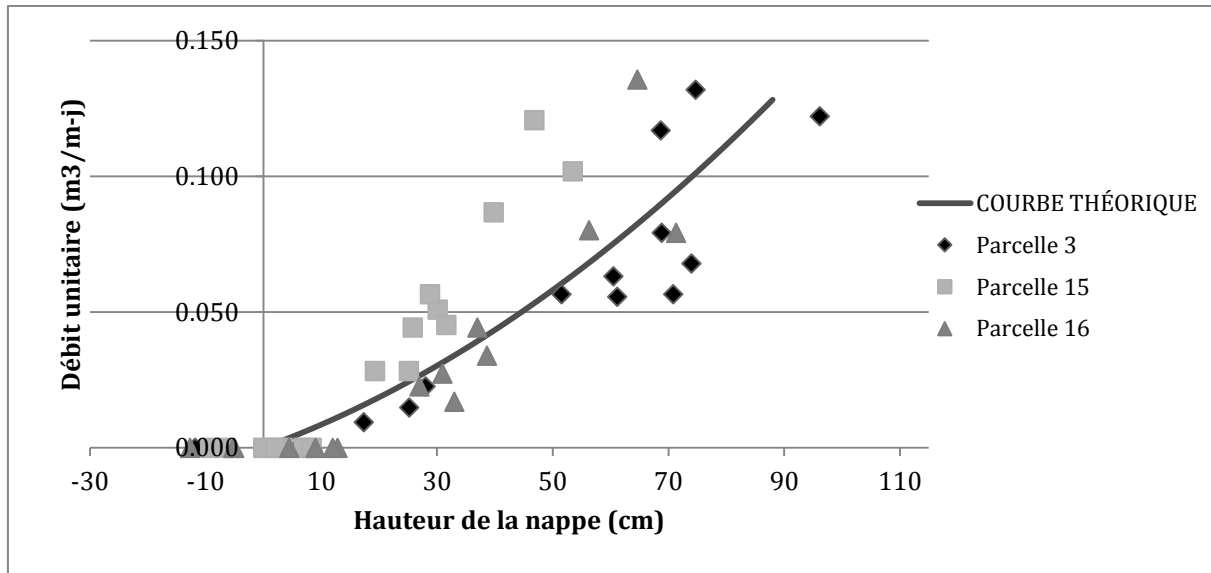


Figure 17. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 2-450

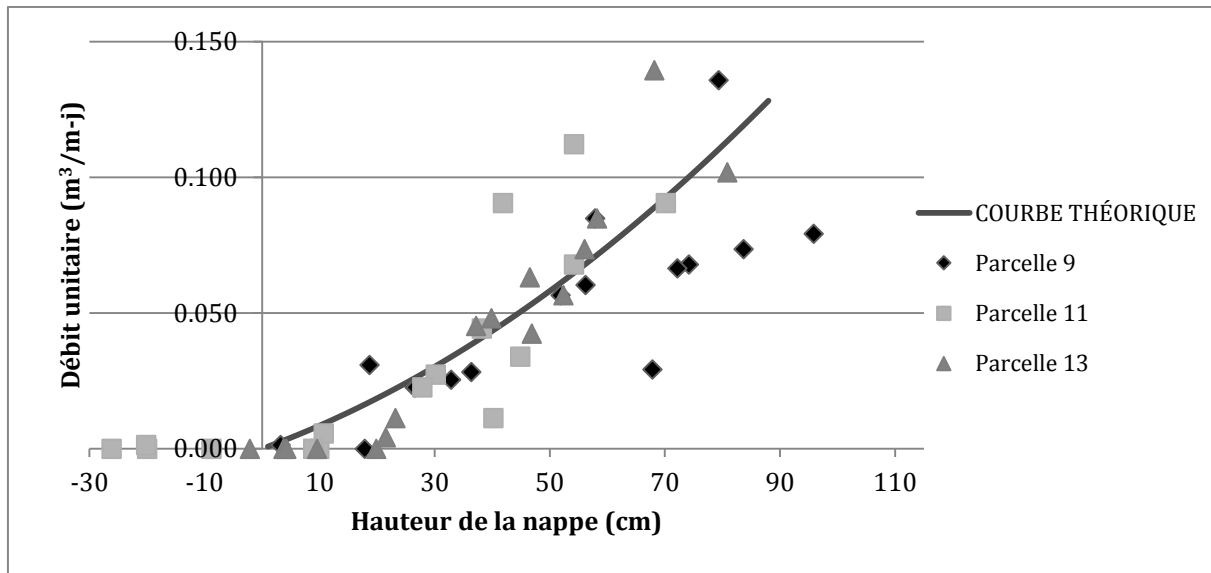


Figure 18. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 3-110

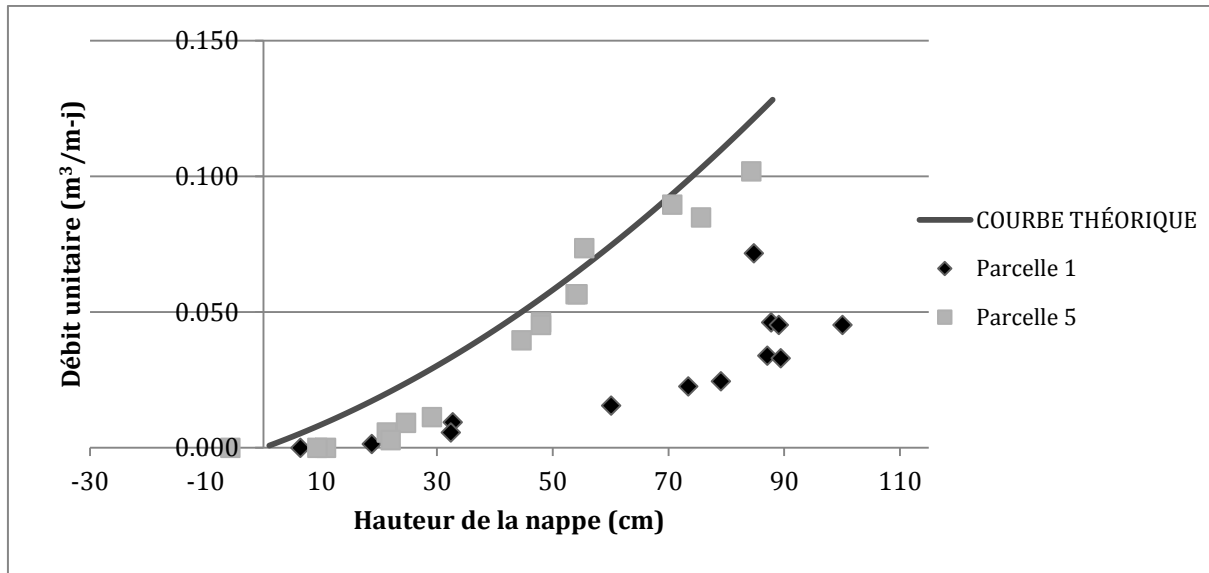


Figure 19. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 3-250

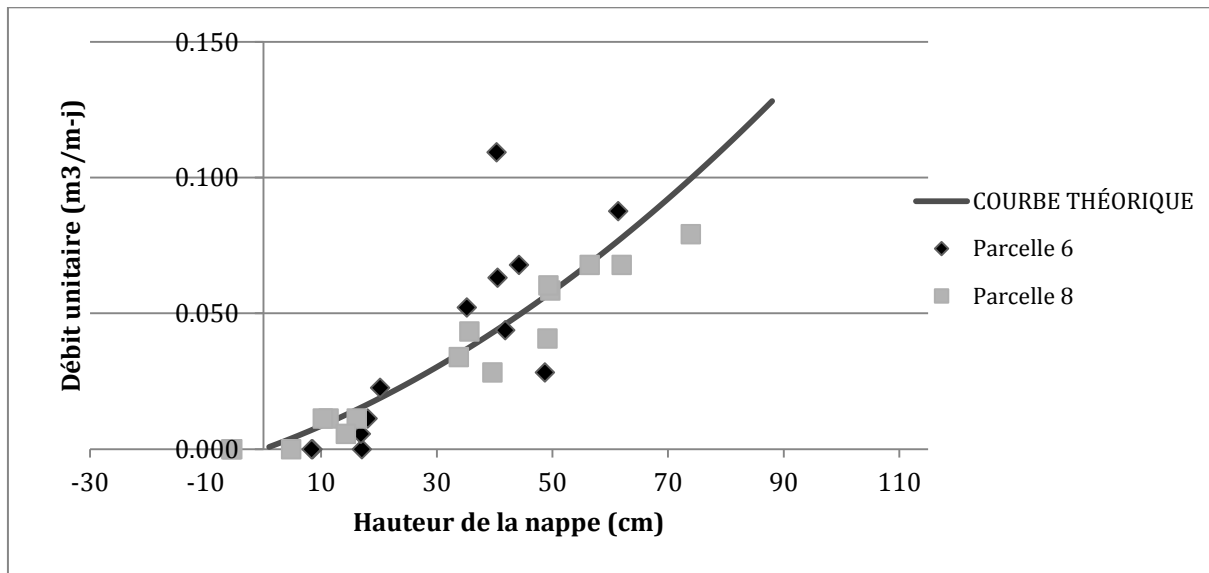


Figure 20. Courbes débits-hauteurs pour le traitement 3-450

L'analyse des courbes débits-hauteurs montre que les débits observés ( $q_{obs.}$ ) concordent avec le débit théorique ( $q_{théorique}$ ). Dans le cas d'un drain colmaté, le débit pour une même charge hydraulique diminue à mesure que les dépôts d'ocre de fer augmentent, ce qui crée une courbe décalée inférieure à  $q_{théorique}$  (figure 3). Les résultats de l'étude montrent que le débit du drain n'a subi aucun impact par le colmatage ferrique, ce qui laisse penser que le processus de colmatage



par l'ocre de fer n'en est encore qu'au début et que tel qu'observé dans les parcelles voisines, le champ subira l'accumulation d'ocre de fer dans le réseau de drainage.

La parcelle 1 (figure 19) indique des débits près de trois fois plus faibles pour une même hauteur d'eau que dans les autres parcelles. Les analyses granulométriques de l'horizon C ont montré que pour la parcelle 1, située en début de champ, le sol contient près du double des portions moyennes d'argile et de limon pour 15 % moins de sable. Le type de sol de la parcelle influence le comportement des paramètres hydrauliques en diminuant les débits, ce qui crée la courbe décalée de  $q_{\text{théorique}}$  observée à la figure 19. La conductivité hydraulique de cette parcelle devrait être mesurée.

Des fuites ont été observées à la jonction du petit collecteur et du puisard dans les parcelles 8 (figure 20), 11 (figure 18) et 17 (résultats non présentés). L'influence de ces fuites sur les débits n'a toutefois pas été évaluée mais elles ne semblent pas affecter les résultats des parcelles 8 (figure 20) et 11 (figure 18).

### ***Rabattement de la nappe***

Pour faire le suivi du rabattement de la nappe, des mesures de la hauteur de la nappe sont analysées lors de journées consécutives suivant une averse. Pour étudier le rabattement de la nappe, une approche par graphique a été utilisée : le logarithme de la hauteur de la nappe (cm) en fonction du temps (h). Les courbes de rabattement de la nappe de chaque traitement (2-250, 2-450, 3-110, 3-250 et 3-450) sont présentées aux figures 21 à 25 respectivement. Seulement deux épisodes de pluie ont pu être suivis sur plus d'une journée consécutive, sans qu'aucune précipitation ne vienne interférer dans les mesures. Dans les deux cas, les mesures ont été prises sur deux jours : le 11-12 juin 2015 et le 15-16 décembre 2015. Les nappes les plus hautes pour chaque parcelle ont été mesurées le 15 décembre.

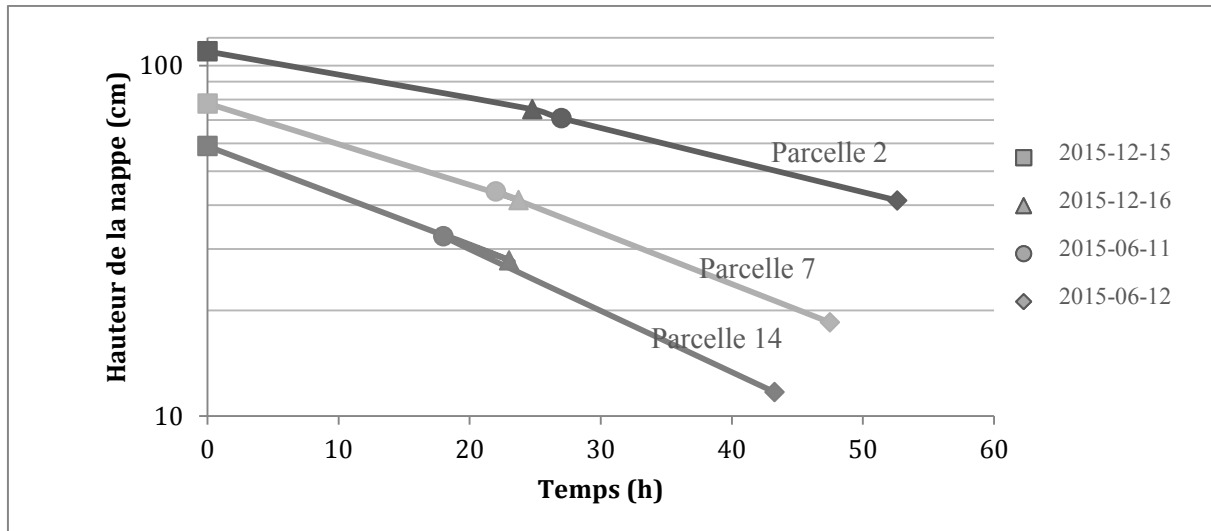


Figure 21. Rabattement de la nappe pour le traitement 2-250

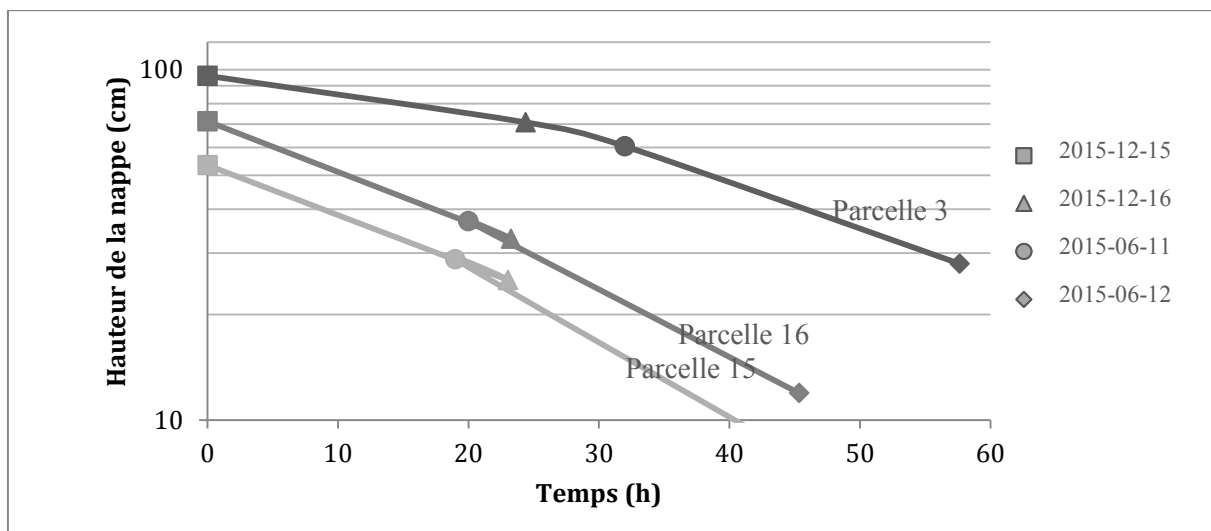


Figure 22. Rabattement de la nappe pour le traitement 2-450

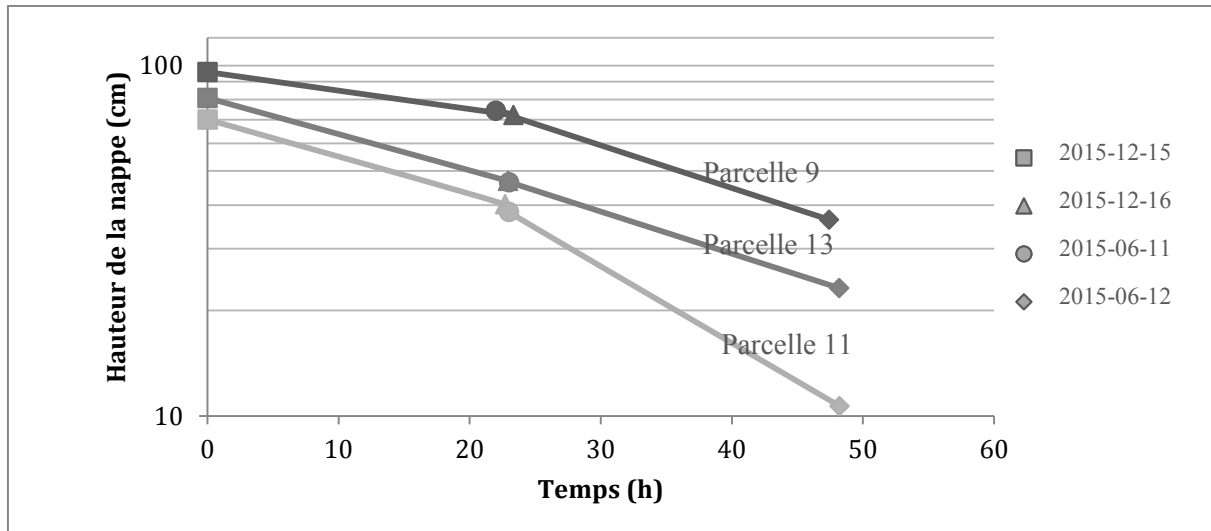


Figure 23. Rabattement de la nappe pour le traitement 3-110

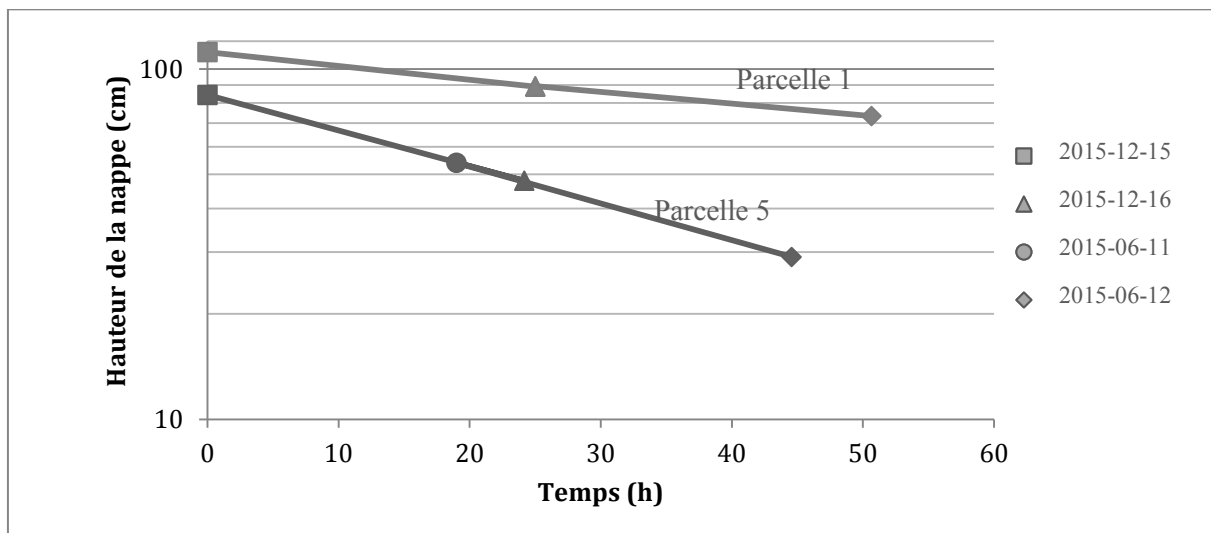
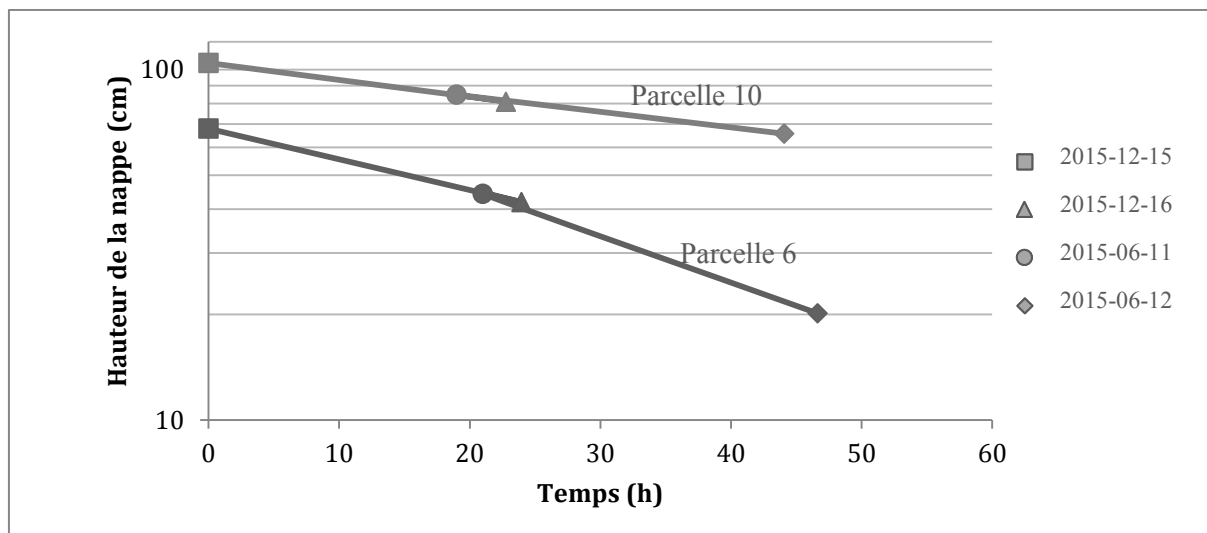


Figure 24. Rabattement de la nappe pour le traitement 3-250



**Figure 25. Rabattement de la nappe pour le traitement 3-450**

À 100 cm de hauteur, le taux de rabattement varie de 0,9 à 1,7 cm/h, en considérant toutes les parcelles (moyenne = 1,3 et écart-type = 0,2). Ces valeurs cadrent avec la recommandation de rabattement de nappe pour les grandes cultures qui est fixée à 1,25 cm/h (30 cm/j) (Lagacé, 2015). Étant donné le peu d'évènements mesurés sur plus d'une journée, conclure à un meilleur traitement quant au rabattement de la nappe est impossible pour le moment.

### *Tarissement du débit*

Le suivi du tarissement du débit se fait de la même manière que pour celui du rabattement, en utilisant toutefois les valeurs de débits unitaires mesurées à la sortie de chaque parcelle. Compte-tenu du peu de mesures, les courbes de tarissement du débit ne sont pas présentées.

### *Conclusions générales sur les paramètres hydrauliques*

Les 15 mois d'expérimentation ont vu peu d'évènements de drainage. Ce faisant, les relevés se sont faits peu nombreux (aucun en octobre et en novembre 2015). Les courbes débits-hauteurs montrent que  $q_{obs.} = q_{théorique}$ , ce qui laisse supposer que le colmatage ferrique n'influence pas encore l'écoulement vers le drain. Peu d'informations ont été tirées des courbes de rabattement de la nappe et de tarissement du débit en raison du peu d'évènements de drainage.

### 4.3. Paramètres physicochimiques de l'eau

Le tableau 14 présente les résultats des mesures du contenu en ions ferreux, déterminés avec la trousse HACH, à partir d'échantillons d'eau provenant des puits d'observation et des sorties des collecteurs dans les regards de chaque parcelle.

**Tableau 14 Mesures des ions ferreux (mg/l) dans les puits d'observation et à la sortie des petits collecteurs**

Date	Puits d'observation					Collecteurs				
	Nombre de mesures	Min.	Moyenne	Max.	Écart-type	Nombre de mesures	Min.	Moyenne	Max.	Écart-type
14-11-13	0					15	0	<b>0,2</b>	1,5	0,4
15-06-17	37	0	<b>1,9</b>	7	2,4	9	0	<b>0</b>	0	0
15-07-02	4	7	<b>7,0</b>	7	0	0				
15-12-15	36	0	<b>0,6</b>	4	0,6	0				
15-12-18	24	0	<b>0,5</b>	1,5	0,3	14	0	<b>0,1</b>	0,5	0,2

Le tableau 14 montre la présence de fer dans l'eau dans les puits d'observation et la quasi absence de fer dans celle des collecteurs. Pour mesurer cette différence, un test de comparaison des moyennes (unilatéral avec  $\alpha=5\%$ ) a été effectué à partir des moyennes des puits d'observation et des collecteurs le 17 juin 2015 et le 18 décembre 2015. Les résultats du test indiquent des différences significatives entre les valeurs des puits d'observation et des collecteurs. Cela laisse penser que la portion de fer sous sa forme soluble ( $\text{Fe}^{2+}$ ) serait oxydée dans le voisinage du drain, le  $\text{Fe}^{3+}$  n'était pas détecté par la trousse HACH.

Les mesures de contenu en ions ferreux de mai 2014 (tableau 14) avaient donné des concentrations de 12 mg/l. Les concentrations mesurées pendant l'étude montrent une grande différence avec les résultats de mai 2014. Cette différence ne signifie pas l'absence de fer dans le sol, mais indique plutôt que le fer n'est pas sous sa forme soluble. En fonction des conditions d'oxydo-réduction qui prévalent, le fer passe d'une forme à l'autre en un processus réversible. Ces conditions d'oxydo-réduction sont dictées, entre autres, par la concentration en oxygène du milieu. Dans le cas du fer, la réduction du  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$  se produit en condition de sol saturé. La différence avec les résultats de mai 2014 peut alors s'expliquer par les conditions sèches, dues aux faibles événements de pluie, dans laquelle l'expérimentation s'est déroulée.

Le tableau 15 résume les résultats obtenus des mesures de pH dans les échantillons d'eau provenant des puits d'observation et des sorties des petits collecteurs.

**Tableau 15 Mesures de pH dans les puits d'observation et à la sortie des petits collecteurs**

Date	Puits d'observation					Collecteurs				
	Nombre de mesures	Min.	Moyenne	Max.	Écart-type	Nombre de mesures	Min.	Moyenne	Max.	Écart-type
15-04-15	0					14	6,7	<b>7</b>	7,4	0,2
15-12-15	41	6,7	<b>7,2</b>	7,6	0,2	8	6,6	<b>6,8</b>	7	0,1
15-12-18	24	6,5	<b>7,0</b>	7,4	0,2	13	6,3	<b>6,6</b>	6,9	0,2

Les résultats ne montrent pas de différences significatives entre les puits d'observation et les collecteurs, lorsque vérifiés avec un test unilatéral de comparaison des moyennes à un niveau de signification de 5 %. En comparant les mesures d'ions ferreux (tableau 14) et celles de pH (tableau 15), le potentiel de colmatage selon les critères de Kuntze (1978) est faible dans tous les cas où les mesures des deux paramètres ont été réalisées le même jour pour les puits d'observation et les collecteurs.

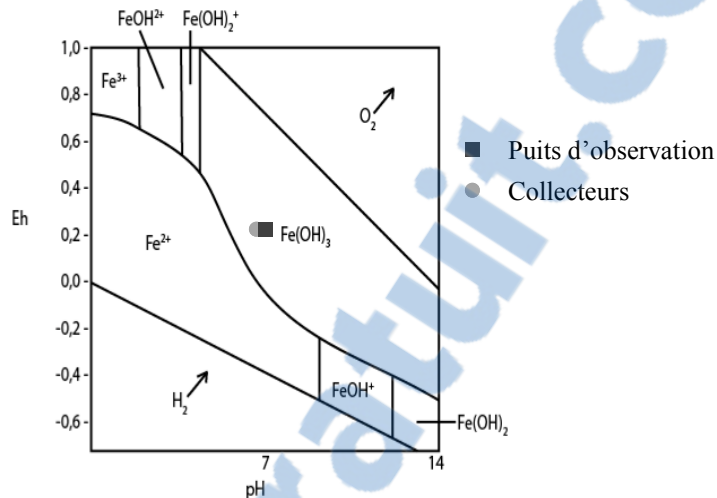
Les mesures de potentiel redox des échantillons d'eau des puits d'observation et des collecteurs sont présentées au tableau 16.

**Tableau 16 Mesures de potentiel d'oxydoréduction (mV) dans les puits d'observation et à la sortie des petits collecteurs**

Date	Puits d'observation					Collecteurs				
	Nombre de mesures	Min.	Moyenne	Max.	Écart-type	Nombre de mesures	Min.	Moyenne	Max.	Écart-type
15-12-15	41	143	<b>259</b>	311	35	9	221	<b>274</b>	300	28
15-12-18	24	217	<b>257</b>	306	21	14	187	<b>241</b>	288	30

Comme dans le cas des mesures de pH, les résultats ne montrent pas de différences significatives entre les puits d'observation et les collecteurs, lorsque vérifiés avec le test unilatéral de comparaison des moyennes pour un niveau de probabilité de 5 %.

En considérant les moyennes pour décembre 2015, les résultats pour les puits d'observation (pH : 7,1; Eh : 0,26) et pour les collecteurs (pH : 6,8; Eh : 0,25) portés sur la figure de Segalen (1964) montrent que le fer est à l'état d'hydroxyde ferrique ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) dans les deux cas (figure 26).



**Figure 26. Relation entre le pH et le potentiel redox (V) (adapté de Segalen, 1964)**

L'hydroxyde ferrique est une forme peu soluble mais dont la réaction réversible remet en solution un ion fer ferrique ( $\text{Fe}^{3+}$ ) pour trois ions hydroxyde ( $\text{OH}^-$ ) (Segalen, 1964). Dans le cas présent, une baisse de pH ( $< 6$ ) ou une baisse du potentiel redox ( $< 0$  V) contribuera à solubiliser le fer.

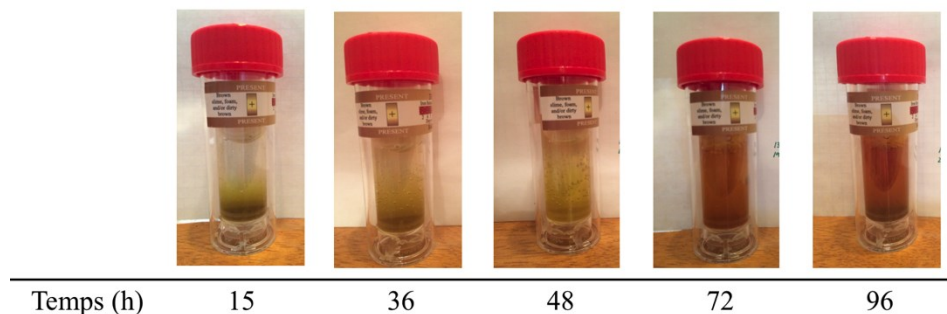
### ***Conclusions générales sur les paramètres physicochimiques***

Les mesures ont été réalisées dans l'eau des puits d'observation et dans l'eau à la sortie des drains. Des niveaux de fer ont été observés comme étant significativement plus faibles dans l'eau des drains que dans l'eau de la nappe, l'hypothèse étant que la portion de fer soluble est oxydée, au voisinage du drain, en fer ferrique, une forme qui n'est pas détectable avec la trousse HACH. Des liens importants sont à faire entre le contenu en ions ferreux et le pH ainsi qu'entre le pH et le potentiel redox. La concentration en fer ferreux et le pH renseignent sur le potentiel de colmatage qui, d'après les mesures de cette étude, est faible. Le pH mis en relation avec le potentiel redox indique la forme de fer en présence, ici, l'hydroxyde ferrique. L'environnement d'oxydoréduction régit la qualité et la quantité de fer présent dans le sol par un processus

réversible qui fera passer le fer d'un état de valence 2 (forme soluble) à 3 (forme insoluble) et vice-versa.

#### 4.4. Bactéries ferrugineuses

Étant donné le rôle important des bactéries en tant que catalyseur de la réaction d'oxydation du fer ferreux, le 15 décembre 2015, quatre échantillons d'eau ont été prélevés aléatoirement au champ dans trois puits d'observation. Les trois échantillons, provenant de puits d'observation différents, ont été envoyés pour des analyses de dénombrement des bactéries ferrugineuses au laboratoire Environex. Les résultats informent qu'aucune bactérie n'était présente. Un échantillon, prélevé dans le même puits d'observation qu'un des échantillons envoyé au laboratoire, a été testé positif aux bactéries ferrugineuses avec la bouteille IRB-Bart de Droycon Bioconcepts inc. (DBI, 2013). Les photos du suivi de la coloration de l'échantillon sont présentées à la figure 27.



**Figure 27. Analyse de la coloration de l'échantillon d'eau en fonction du temps depuis la mise en bouteille IRB-Bart de Droycon Bioconcepts inc. (DBI, 2013)**

La coloration brun-vert renseigne sur le type de bactéries dominantes, ici des bactéries ferrugineuses. Pour une coloration qui apparait à la base de la bouteille 15 heures après la mise en bouteille, la charte indique une population agressive de bactéries (570 000 cfu/ml), ce qui contredit les résultats des échantillons envoyés au laboratoire Environex. Cela soulève des questions concernant la validité des résultats provenant du laboratoire Environex et de la méthode de la bouteille de Droycon Bioconcepts inc. (DBI, 2013).



## 4.5. Suivi du colmatage

L'excavation des drains a été effectuée le 26 octobre 2015. La localisation de chaque sondage, un latéral sur deux choisis au hasard dans chaque parcelle, est présenté à la figure 28 avec les symboles de croix.

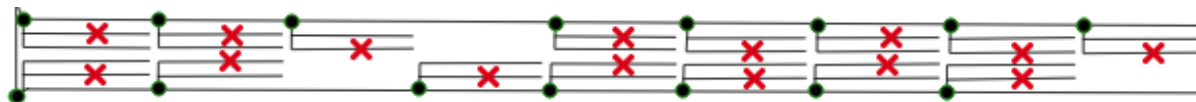


Figure 28. Emplacement de l'excavation des différents drains

Les critères établis pour évaluer le colmatage (ocre de fer, sable et racines) dans les échantillons de drains prélevés au champ sont présentés au tableau 17.

Tableau 17 Définition des critères pour évaluer le colmatage

### Ocre de fer

a.	Aucune coloration	.....	<b>Absence</b>
aa.	Coloration orangée :		
	b.	Début de la coloration	..... <b>Traces</b>
	bb.	Coloration prononcée	
		c.	Épaisseur des dépôts négligeable ..... <b>Traces prononcées</b> et/ou aucun pertuis obstrué
		cc.	Épaisseur des dépôts considérable ..... <b>Présence</b> et/ou obstruction des pertuis

### Sable

a.	Aucun dépôt de sol	.....	<b>Absence</b>
aa.	Dépôts apparents :		
	b.	Épaisseur négligeable	..... <b>Traces</b>
	bb.	Épaisseur considérable, nuisant à l'écoulement	..... <b>Présence</b>

### Racines

a.	Aucune racine	.....	<b>Absence</b>
aa.	Racines apparentes :		
	b.	Quantité négligeable	..... <b>Traces</b>
	bb.	Quantité considérable, nuisant à l'écoulement	..... <b>Présence</b>

Les tableaux 18 à 22 présentent les analyses du colmatage des échantillons de drains enrobés en fonction des critères définis. Trois drains (parcelles 3, 9 et 10) ont montré des traces prononcées d'ocre de fer et aucun n'avait accumulé suffisamment de dépôts pour répondre au critère de présence. Quelques traces de sable et des racines sont observées, sans toutefois causer de problématique d'écoulement.

**Tableau 18 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 2-250**



<b>Parcelle</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>14</b>
<b>Ocre de fer</b>	absence	absence	absence
<b>Sable</b>	absence	absence	traces
<b>Racines</b>	absence	absence	absence

**Tableau 19 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 2-450**



<b>Parcelle</b>	<b>3</b>	<b>15</b>	<b>16</b>
<b>Ocre de fer</b>	traces prononcées	absence	absence
<b>Sable</b>	absence	traces	traces
<b>Racines</b>	absence	absence	absence

**Tableau 20 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 3-110**



<b>Parcelle</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>13</b>
<b>Ocre de fer</b>	traces prononcées	traces	absence
<b>Sable</b>	absence	absence	absence
<b>Racines</b>	absence	traces	absence

**Tableau 21 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 3-250**



<b>Parcelle</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>17</b>
<b>Ocre de fer</b>	absence	absence	absence
<b>Sable</b>	absence	absence	traces
<b>Racines</b>	traces	traces	absence

**Tableau 22 Analyse du colmatage des parcelles du traitement 3-450**



<b>Parcelle</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>10</b>
<b>Ocre de fer</b>	absence	absence	traces prononcées
<b>Sable</b>	absence	traces	absence
<b>Racines</b>	absence	absence	absence

Aucun échantillon observé ne présente de signe de colmatage ferrique ou minéral. Au moment de l'inspection, soit 13 mois après l'installation, seules des traces de colmatage ferrique sont observables dans les drains des parcelles 3, 9, 10 et 11. Le processus de colmatage par l'ocre de fer débute tout juste et donc, aucun traitement ne se distingue des autres.

## Conclusion

Le but de ce projet était de quantifier les vitesses d'ensablement et de colmatage ferrique pour différentes combinaisons de drains et de matériaux filtrants.

Le dispositif expérimental comprenait six traitements (répartis en trois blocs) :

- Drain avec pertuis de 1,8 mm et filtre 250  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 1,8 mm et filtre 450  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 3 mm et filtre 110  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 3 mm et filtre 250  $\mu\text{m}$ ;
- Drain avec pertuis de 3 mm et filtre 450  $\mu\text{m}$ ;
- Un témoin sans drainage.

Les débits ont été mesurés à la sortie des drains de chaque parcelle et les hauteurs des nappes ont été mesurées avec un bulleur dans des puits d'observation. Le suivi du pH, du potentiel d'oxydoréduction et du contenu en  $\text{Fe}^{2+}$  a été réalisé dans l'eau de la nappe (puits d'observation) et dans l'eau des drains (collecteurs). Des analyses des populations de bactéries ferrugineuses ont été effectuées avec deux méthodes à partir d'échantillons d'eau des puits d'observation.

Les grandes conclusions sont les suivantes :

1. Les drains excavés 13 mois après leur installation montrent que des traces de sédiments et d'ocre de fer mais sans obstruer les pertuis ou le matériel filtrant. Le processus de colmatage ferrique ne semble que commencer et son impact n'est pas mesurable au niveau des débits unitaires ( $q_{\text{obs.}}$ ) qui correspondent aux débits théoriques ( $q_{\text{théorique}}$ ).
2. Le peu d'évènements de drainage durant l'étude explique que le processus de colmatage ferrique se produit au ralenti. Les courbes de rabattement de la nappe et de tarissement du débit ont donné peu d'information puisque seulement deux évènements de drainage ont pu être suivis sur plus d'une journée.
3. Les valeurs de pH et de potentiel d'oxydoréduction tracés dans le schéma de Segalen (1964) montrent que le fer présent est sous forme d'hydroxyde ferrique, une forme peu soluble.
4. L'analyse des échantillons envoyés en laboratoire a conclu à l'absence de bactéries tandis que l'échantillon testé avec la bouteille de Droycon Bioconcepts inc. indiquait la présence d'une population agressive de bactéries ferrugineuses.

L'étude a contribué à souligner l'importance de la mise en place de toutes les conditions qui forment l'environnement d'oxydoréduction propice à la formation d'hydroxyde de fer. Parmi ces conditions, des précipitations qui créent des événements de drainage (sol en condition saturé = réduction du  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$ ) et qui permettent de mettre en solution les ions ferreux jusqu'à leur précipitation dans la zone de l'entourage des drains. Les résultats s'accordent très bien avec la théorie à ce propos.

L'étude s'inscrit dans un contexte où la vitesse à laquelle le colmatage ferrique se produit reste un mystère. Dans une optique de compréhension des phénomènes de chimie du sol, les travaux de recherche à venir devraient s'intéresser à la mesure de fer ferrique (pas seulement le fer ferreux) et à la caractérisation des formes de fer présentes sur tout le profil de sol. Plusieurs questions persistent concernant les analyses microbiologiques puisque les résultats obtenus diffèrent grandement entre les deux méthodes utilisées. Approfondir la méthode des bouteilles de Droycon Bioconcepts inc. serait intéressant étant donné la facilité d'exécution de la méthode et le faible coût d'achat. Un suivi du processus de colmatage ferrique, par excavation et observation des drains in situ, serait à prévoir dans deux ou trois ans. Le processus serait plus avancé et l'accumulation de dépôts d'ocre de fer permettrait de mieux comparer les traitements entre eux.

## Bibliographie

Asselin, R., 1985a. Le colmatage des réseaux de drainage souterrain par l'hydroxyde de fer. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 161-194.

Asselin, R., 1985b. Observations sur le colmatage ferrique des réseaux de drainage et prévision du phénomène. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 213-254.

Asselin, R., 1988. Le colmatage des drains par l'ocre de fer. Le producteur agricole, volume 11, numéro 3. [En ligne]. Page consultée le 29 octobre 2014. Adresse URL : [http://www.agrireseau.qc.ca/agroenvironnement/documents/Colmatage\\_drains\\_ocre\\_de\\_fer.pdf](http://www.agrireseau.qc.ca/agroenvironnement/documents/Colmatage_drains_ocre_de_fer.pdf)

ASTM D422-63, 2007. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (Withdrawn 2016), ASTM International, West Conshohocken, PA, 2007, [www.astm.org](http://www.astm.org).

ASTM D932-85, 2002. Standard Test Method for Iron Bacteria in Water and Water-Formed Deposits, ASTM International, West Conshohocken, PA, 1985.

Bonnel, R., R. S. Broughton et G. Bolduc, 1985. Matériaux filtrants pour les tuyaux de drainage en sol limoneux. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 69-106.

Brochu, Y., R. Simard et I. Szoghy, 1985. Expérience de contrôle du colmatage ferrique. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 195-212.

Brochu, Y., 1988. Contrôle du colmatage ferrique par submersion des drains. 14<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-88-H-01: pp. 71-83.

Broughton, R.S., B. English, S. Ami, E. McKyes et J. Brasseur, 1977. Tests of filter materials for plastic drain tubes. Third National Drainage Symposium Proceedings. ASAE. pp. 34-39.

Broughton, R.S., G. Bolduc et S. Gameda, 1985. Les essais de matériaux filtrants pour les tuyaux de drainage en terrain sablonneux, Notre-Dame-du-Bon-Conseil. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 107-124.

Brouillette, M., U. Delisle et R. Thériault, 1985. Les drains filtrants dans les terres sablonneuses. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 1-18.

Cavelaars, J.C., 1967. Problems of water entry into plastic and other drain tubes. Agr. Eng. Symp. Silsoe. Paper no S/E/46Z.

Choinière, L. et L. Laplante, 1948. Étude des sols du comté de Nicolet. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 150 pages.

CPVQ, 1989. Drainage souterrain. Cahier des normes. Agdex 555. Conseil des productions végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Gouvernement du Québec. 78 pages.

CRAAQ, 2005. Guide de référence technique en drainage souterrain et travaux accessoires. CRAAQ, Québec. 68 pages.

Cros, P., 1974. Les filtres de drainage – Essai de synthèse en 1974. Revue Génie Rural : pp. 575-579.

Cullimore, D.R. et A. McCann, 1978. The identification, cultivation and control of iron bacteria in ground water. Aquatic Microbiology, Editors Skinner & Shewan Academic Press. 32 pages.

Cullimore, D.R., 2000. A simplified guide to bacteria in water. Part 1. Page consultée le 15 août 2015. Adresse URL : <http://www.dbi.ca/Books/Docs/Bacteria.html>.

Dewi, I. AP, D.B. Johnson et W. I. Kelso, 1986. A study of field drain ochre deposits. 2. The distribution of micro-organisms. pp 347-351.

Dierickx, W., I.J. Sheikh, W.F. Vlotman et I. Haider, 1990. Synthetic drain envelope scenario for use in Pakistan. W.F. Vlotman (Ed) *Drain Envelope Testing, Design and Research. Workshop Proceedings* (pp 95-108). IWASRI, Lahore, Pakistan.

Droycon Bioconcepts inc. (DBI), 2013. Bart information. Page consultée le 3 mai 2016. Adresse URL : [www.DBI.ca](http://www.DBI.ca).

Ford, H.W., 1970. Sludges and associated problems involving agricultural in Florida wetlands. In *Social and Ecological aspects of Irrigation and drainage* (375 pages). ASCE, New-York.

Ford, H.W., 1971. Interrelationship between sulfides, oxygen and iron in ground water. *Proceedings, Soil and Crop Science Society of Florida*; 1971. Vol. 31: pp. 237-239.

Ford, H.W., 1975. Blockage from iron and sulfur in a drain lines and drip irrigation systems. A presentation to the Joint US-USSR committee on plastic Conduits for Irrigation and drainage.

Ford, H.W., 1979a. Characteristics of slime and ochre in drainage and irrigation systems. *Transactions of the ASAE*, Vol. 22, No 5: pp. 1093-1096.

Ford, H.W., 1979c. The complex nature of ochre. *Z. Kulturtech. Flurbereinig.* 20: pp. 226-232.

Ford, H.W., 1982. Estimating ochre clogging before installing drains. ASAE paper No 81-2542.

Ford, H.W., 1993. Iron ochre and related sludge deposits in subsurface drain lines. In Circular 671. Gainesville, Fla.: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences.

Gameda, S., 1981. The nature of ochre deposition and drain blockage in fine sandy soil loam soil. Department of Agricultural Engineering. McGill University. 80 pages.

Gameda, S., P. J. Jutras, R. S. Broughton, 1983. Ochre in subsurface drains in a Quebec fine sandy soil. *Can. Agric. Eng.* 25 : pp. 209-213.

Grass, L.B., A. J. Mackenzie, B.D. Meek et W.F. Spencer, 1973. Manganese and Iron solubility changes as a factor in tile drain clogging : observations during flooding and drying. *Soil Science Society of America Proceedings*. Vol. 37, No 1, pp. 14-17.

Hanert, H., 1968. Untersuchungen zur Isolierung Schoffwechselphysiologie und Morphologie von *Gallionella ferruginea* Ehrenberg *Archiv fur Mikrobiologie* 60. pp. 348-376.

Hasselbarth, U. et Ludemann, D., 1972 Biological incrustation of wells due to mass development of iron and manganese bacteria. *Water treatment and Examination*, Vol 21, pp. 20-29.

Houot, S. et J. Berthelin, 1991. Submicroscopic studies of iron deposits occurring in field drains: formation and evolution. *Geoderma*. Vol. 52, pp. 209-222.

Houot, S., T. Cestre, J. Berthelin, 1984. Origine du fer et conditions de formation du colmatage ferrique. XIIe Congrès International des irrigations et du drainage, Fort Collins, Colorado, 39<sup>e</sup> Question.

Hundal, S.S., G.S. Taylor, G.O. Schwale, 1977. Ochre and subsurface drainage in cultivated organic soils of Willard Marsh, Ohio. *Transactions of ASAE*. Vol. 20, No 3, pp. 489-492.

Ivarson, K.C. et M. Sojak, 1978. Microorganisms and ochre deposits in field drains of Ontario. *Canadian Journal of Soil Science*. Vol. 58, No 1, pp. 1-17.

Jaton, J.F., 1977. Étude de quelques propriétés des sols tourbeux et leur influence sur le drainage. IGR no. 133, Institut de Génie rural, École polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse.

Kuntze, H., 1978. Iron clogging- Diagnosis and therapy. In the proceeding of the International Drainage Workshop. Publication 25, International Institute for land reclamation and improvement, Wageningen, pp. 452-467.

Kuntze, H., 1982. Iron clogging in soils and pipes – analysis and treatment. *Bulletin* 10, pp. 69-72

Lagacé, R. et R.W. Skaggs, 1985a. Colmatage des drains: Expériences en laboratoire. Dans: *La recherche en drainage souterrain*. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 41-68.

Lagacé, R. et R.W. Skaggs, 1985b. Prévission du colmatage des drains par la méthode d'analyse des agrégats. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 19-40.

Lagacé, R. et R.W. Skaggs, 1988. Prediction of drain silting by soil aggregate size analysis. *Transactions of ASAE*. Vol. 31, No 3.

Lagacé, R., 2015. Notes de cours : Drainage (GAE-3001). Université Laval. 230 pages.



Ministère du développement durable, de l'environnement et de lutte aux changements climatiques du Québec (MDDELCC), 2016. Données climatiques – Observations quotidiennes. Station 7025440 (Nicolet). Page consultée le 25 avril 2016. Adresse URL : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/climat/donnees/OQcarte.asp>.

Ministry of agriculture and food of British Colombia, 1988. Iron ochre problems in agricultural drains. Drainage factsheet No. 543.300-1.

Naraine, R. et S. Kotelnikova, 2011. Biogeographic Distribution and Evolution of *Gallionella*. Page consultée le 20 août 2015. Adresse URL : <http://www.sgu.edu/research/pdf/26NaraineR.pdf>.

Pertersen, L., 1966. Ochreous deposits in drains pipes. Acta Agricultura Scandinava 16, pp. 120-128.

Rollin A.L., G. Bolduc, 1985. Les aspects à considérer lors du choix d'un filtre. 12<sup>e</sup> Colloque de génie rural, Université Laval, Québec. GR-85-H-01: pp. 125-160.

Rose, S. et A. Long, 1988. Monitoring dissolved oxygen in ground water : some basic considerations. pp. 93-97.

Savoie, V., 2014. Le drainage agricole : problèmes, diagnostics et solutions (présentation par le MAPAQ de Nicolet). [En ligne]. Page consultée le 26 octobre 2014. Adresse URL : <http://www.agrireseau.qc.ca/pdt/documents/Savoie.pdf>

Schofield, K. et S. Marcy, 2010. Simple conceptual diagram for dissolved oxygen.

Segalen, P., 1964. Le fer dans les sols. O.R.S.T.O.M. 150 pages.

Soil Conservation Service, 1973. Drainage of agricultural lands. Water information center, Port Washington, New-York.

Sojak, M. and K.C. Ivarson, 1977. Iron oxide problems in Ontario Farms. American Society of Agricultural Engineers, paper No. NA77-206

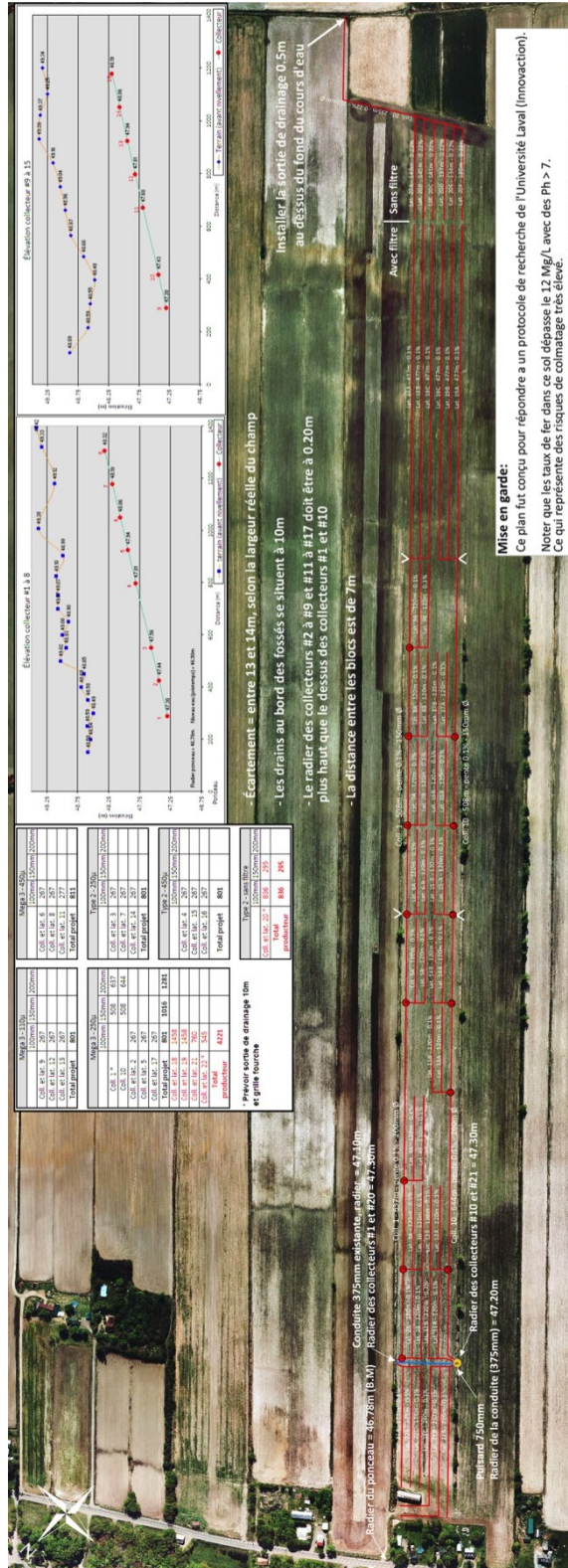
Talman, A.J., 1978. Interactions between iron ochre and pipe slots - an experimental study. Technical report 78/2, Field Drainage Experimental Unit, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, England

Thorburn, A. and B.D. Trafford, 1976. Iron ochre in drains a summary of present knowledge. Technical bulletin no. 76/1, Field drainage experimental unit, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, England.

Van Beers, W.F.J., 1970. The auger--hole method, Bull. No 1, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen, The Netherlands.

Williardson, L.S., 1979. Hydraulic Gradient in Envelope Material. In : Factors Influencing Water and Particle Movement into Drains – Five Independent Studies of Drain Clogging Conducted as Part of Western Regional Research Project W-51. USDA, Science and Education Administration, Agricultural Research Results. ARR-W-8: pp. 65-70.

# Annexe 1 : Plan de drainage



## Annexe 2 : Résultats détaillés des analyses granulométriques

		Minimum	Moyenne	Maximum	Écart-type	Médiane	Type de sol
<b>15-30 cm</b>	<b>d<sub>10</sub> (µm)</b>	2	<b>4</b>	9	2	3	Sable limoneux
	<b>d<sub>60</sub> (µm)</b>	86	<b>124</b>	150	20	125	
	<b>d<sub>85</sub> (µm)</b>	180	<b>207</b>	240	17	200	
	<b>% argile</b>	4	<b>7</b>	10	2	7	
	<b>% limon</b>	13	<b>22</b>	29	5	22	
	<b>% sable</b>	62	<b>71</b>	80	6	72	
<b>55-80 cm</b>	<b>d<sub>10</sub> (µm)</b>	20	<b>42</b>	70	16	40	Sable loameux
	<b>d<sub>60</sub> (µm)</b>	89	<b>125</b>	160	23	130	
	<b>d<sub>85</sub> (µm)</b>	150	<b>188</b>	230	23	180	
	<b>% argile</b>	2	<b>4</b>	6	2	3	
	<b>% limon</b>	4	<b>10</b>	15	4	9	
	<b>% sable</b>	81	<b>87</b>	93	4	88	
<b>90-110 cm</b>	<b>d<sub>10</sub> (µm)</b>	3	<b>27</b>	65	14	24	Sable loameux
	<b>d<sub>60</sub> (µm)</b>	75	<b>98</b>	150	23	89	
	<b>d<sub>85</sub> (µm)</b>	95	<b>153</b>	200	31	160	
	<b>% argile</b>	2	<b>5</b>	10	2	4	
	<b>% limon</b>	4	<b>14</b>	30	7	13	
	<b>% sable</b>	60	<b>81</b>	94	9	83	
<b>140-160 cm</b>	<b>d<sub>10</sub> (µm)</b>	6	<b>13</b>	23	7	9	Sable limoneux
	<b>d<sub>60</sub> (µm)</b>	72	<b>82</b>	95	9	80	
	<b>d<sub>85</sub> (µm)</b>	100	<b>133</b>	170	26	130	
	<b>% argile</b>	4	<b>5</b>	7	1	5	
	<b>% limon</b>	18	<b>25</b>	35	6	21	
	<b>% sable</b>	60	<b>70</b>	78	7	75	

## Annexe 3 : Hauteurs de la nappe (cm)

Date	Parcelles																
	1	2	3	5	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17		
2014-11-13	32,70	22,90	17,30	24,60	15,33	17,50	11,27	18,67	30,43	9,93	19,83	11,97	6,93	12,77	10,63		
2014-11-25	100,03	74,90	68,80	55,43	36,83	49,83	56,43	79,33	88,27	54,17	56,00	40,03	30,10	53,10	54,97		
2014-11-27	122,37	105,07	92,30	100,93	95,33	94,67	87,93	95,83	112,10	78,17	86,50	81,87	77,77	85,27	63,63		
2015-04-15	84,70	52,07	74,63	70,60	61,33	65,00	49,60	67,83	88,43	54,17	68,17	55,20	46,77	64,60	29,63		
2015-04-22	87,70	79,40	68,63	75,60	40,33	73,33	61,93	57,83	79,10	41,83	58,17	53,20	39,77	56,27	23,13		
2015-05-26	9,03	14,73	4,13	10,77	17,00	0,67	4,77	26,50	9,10	-20,00	3,67	-11,80	-0,07	-5,23	-6,20		
2015-05-28	18,70	11,07	5,80	9,27	8,50	1,56	-5,40	3,17	17,77	-20,17	4,17	-8,80	-9,23	-5,07	-25,37		
2015-06-09	79,03	58,40	61,13	47,93	40,50	35,33	35,60	56,17	79,43	30,17	39,83	26,20	25,77	30,93	25,97		
2015-06-10	87,03	61,40	51,47	44,60	35,17	34,00	33,77	51,83	75,77	27,83	37,17	24,03	19,27	26,93	19,30		
2015-06-11	89,37	70,73	60,47	53,93	44,17	43,67	49,27	74,17	84,77	38,17	46,50	32,53	28,77	36,93	31,30		
2015-06-12	73,37	41,23	27,97	29,10	20,17	18,50	16,10	36,33	65,60	10,67	23,17	11,70	8,27	11,93	7,47		
2015-06-17	32,37	13,90	1,63	21,27	18,00	12,67	10,27	26,67	26,93	-8,83	9,50	3,03	3,27	4,43	2,13		
2015-07-02	6,37	-0,27	-11,87	-5,73	8,33	-2,33	-5,57	17,83	-0,57	-26,17	-2,17	-11,80	-6,90	-12,73	-14,03		
2015-12-15	111,70	109,73	96,13	84,27	67,83	78,00	73,93	95,83	104,43	70,17	80,83	58,87	53,43	71,27	63,30		
2015-12-16	89,03	75,07	70,80	47,93	41,83	41,33	39,60	72,17	81,10	40,17	46,83	27,87	25,10	32,93	30,97		
2015-12-18	106,53	85,90	73,97	54,27	48,67	50,00	49,10	83,67	92,10	44,83	52,33	34,37	31,60	38,60	37,80		
2015-12-21	60,03	33,73	25,13	21,93	16,83	14,27	14,27	32,83	49,10	8,83	21,50	9,20	2,10	8,93	8,30		

## Annexe 4 : Débits unitaires (m<sup>3</sup>/m-j)

Date	Parcelles																
	1	2	3	5	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17		
2014-11-13	0,0094	0,0105	0,0094	0,0092	n/a	0,0106	0,0113	0,0309	n/a	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0071		
2014-11-25	0,0453	0,0679	0,0792	0,0735	n/a	0,0735	0,0679	0,1358	n/a	0,0679	0,0735	0,0679	0,0509	n/a	0,2036		
2014-11-27	0,0330	0,0328	0,0339	0,0232	0,0290	0,0294	0,0283	0,0962	0,0330	0,0083	0,0158	0,0085	0,0000	0,0000	0,0882		
2015-04-15	0,0717	0,0632	0,1320	0,0896	0,0877	0,0830	0,0585	0,0292	0,0641	0,1122	0,1395	0,1056	0,1207	0,1358	0,0933		
2015-04-22	0,0462	0,0594	0,1169	0,0848	0,1094	0,0839	0,0679	0,0848	0,0453	0,0905	0,0848	0,0858	0,0867	0,0801	0,1301		
2015-05-26	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0226	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
2015-05-28	0,0014	0,0014	0,0000	0,0000	0,0000	0,0014	0,0000	0,0014	0,0014	0,0014	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
2015-06-09	0,0245	0,0387	0,0556	0,0462	0,0632	0,0415	0,0434	0,0603	0,0255	0,0273	0,0481	0,0405	0,0443	0,0273	0,0443		
2015-06-10	0,0339	0,0453	0,0566	0,0396	0,0522	0,0453	0,0339	0,0566	0,0453	0,0226	0,0453	0,0396	0,0283	0,0226	0,0318		
2015-06-11	0,0330	0,0509	0,0632	0,0566	0,0679	0,0585	0,0603	0,0679	0,0411	0,0443	0,0632	0,0603	0,0566	0,0443	0,0688		
2015-06-12	0,0226	0,0226	0,0226	0,0113	0,0226	0,0170	0,0113	0,0283	0,0113	0,0057	0,0113	0,0057	0,0000	0,0000	0,0057		
2015-06-17	0,0057	0,0057	0,0000	0,0057	0,0113	0,0113	0,0113	0,0226	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
2015-07-02	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
2015-12-15	n/a	n/a	0,1222	0,1018	0,1697	0,1222	0,0792	0,0792	n/a	0,0905	0,1018	0,0905	0,1018	0,0792	0,0339		
2015-12-16	0,0453	0,0410	0,0566	0,0453	0,0438	0,0495	0,0283	0,0665	0,0283	0,0113	0,0424	0,0339	0,0283	0,0170	0,0170		
2015-12-18	n/a	0,0509	0,0679	0,0566	0,0283	0,0566	0,0407	0,0735	0,0396	0,0339	0,0566	0,0509	0,0453	0,0339	n/a		
2015-12-21	0,0156	0,0141	0,0148	0,0028	0,0057	0,0028	0,0057	0,0255	0,0141	0,0000	0,0042	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		