

Faculté des bioingénieurs

Influence de l'infiltration d'eaux usées domestiques sur l'évolution des caractéristiques hydrauliques et épuratoires de sols wallons

Auteur	RIFFLART Marianne
Promoteurs	Prof. VANCLOOSTER Marnik (UCLouvain/ELI/GERU) Prof. GERIN Patrick (UCLouvain/ELI/GEBI)
Lecteurs	Prof. JAVAUX Mathieu (UCLouvain/ELI/GERU) Ir. LEFEVRE Éric (INASEP)
Année Académique	2019 - 2020

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet et qui m'ont aidée lors de la réalisation de ce mémoire.

Je voudrais remercier, mes promoteurs Prof. Marnik Vanclooster et Prof. Patrick Gerin pour la supervision de ce mémoire, le partage de leurs connaissances et de leur expertise dans le milieu du traitement des eaux, leur disponibilité, leurs judicieux conseils et leurs remarques pertinentes. Leur approche multidisciplinaire combinant tant les aspects hydrologiques que les aspects chimiques et biologiques ont été un réel avantage pour ce mémoire.

Un grand merci à Jérémy Lefour et Thomas Nicolay pour leur aide lors des manipulations et Sébastien François pour son soutien technique.

Je souhaite remercier ma famille et mes amis pour leur soutien moral et l'intérêt qu'ils ont porté pour ce projet. J'aimerais particulièrement remercier Cédric de Voghel pour son soutien et ses astuces de programmation en Python, Charlotte Descamps et Maxime Thomas pour la formation LATEX et finalement Ronald Riffart et Joël Meersseman pour la relecture.

Table des matières

Liste des figures	iv
Liste des tableaux	viii
Liste des sigles	x
1 Introduction	1
2 Objectifs	3
3 État de l'art	4
3.1 Paramètres de caractérisation de la qualité des eaux usées	4
3.2 Systèmes d'épuration autonomes par le sol	7
3.2.1 Colmatage	7
3.2.2 Performances	10
3.3 Propriétés hydrauliques du sol	11
3.3.1 Courbe de rétention	11
3.3.2 Teneur en eau	11
3.3.3 Succion matricielle	11
3.3.4 Conductivité hydraulique	12
3.3.5 Taux d'infiltration	12
4 Matériel et méthode	14
4.1 Description du dispositif EPUSOL	14
4.1.1 Types de sols, localisation des prélèvements et caractéristiques	14
4.1.2 Dispositif expérimental	15
4.1.3 Description des colonnes et de l'instrumentation	15
4.1.4 Historique des régimes d'alimentation en eaux usées et des apparitions de flaquage	17
4.2 Méthode d'évaluation de l'évolution du fonctionnement du système EPUSOL sur une	
période de 3 ans	19
4.2.1 Suivi de l'hydraulique de l'eau dans les sols	19
4.2.1.1 Mesure de la température	19
4.2.1.2 Mesure de la succion matricielle	19
4.2.1.3 Mesure de la teneur en eau	20
4.2.1.4 Mesure des volumes d'eau usée ajoutés aux colonnes	20
4.2.1.5 Mesure des volumes ayant débordé des colonnes à la suite de la bâchée	21
4.2.1.6 Mesure des volumes sortis des colonnes	21
4.2.1.7 Bilan hydrique	22
4.2.2 Suivi de la qualité des eaux	24
4.2.2.1 Mesure de la DCO	24
4.2.2.2 Mesure de la DBO	24

4.2.3	Méthodes de traitement des données	25
4.2.3.1	Importation des données	25
4.2.3.2	Description des bases de données et de leurs problèmes	25
4.2.3.3	Méthodes de filtrage des données	26
4.2.3.4	Détermination des seuils	27
5	Résultats	30
5.1	Mise au point du prétraitement des données	30
5.1.1	Sélection des seuils pour le filtrage des données de température	30
5.1.2	Sélection des seuils pour le filtrage des données de succion matricielle	32
5.1.3	Filtrage des données de teneur en eau et sélection des seuils	33
5.2	Évolution des caractéristiques des colonnes entre le 3/01/2017 et le 05/02/20	39
5.2.1	Suivi de l'hydraulique des colonnes de sols alimentées en eaux usées	39
5.2.1.1	Évolution de la teneur en eau et de la succion matricielle à 5 cm sous la surface des colonnes	39
5.2.1.2	Évolution de la cinétique de percolation et calcul des stocks d'eau	41
5.2.2	Suivi de la qualité des eaux	45
5.2.3	Suivi de la température	48
5.3	Étude du développement du colmatage sur base des observations hydrauliques	49
6	Discussions	55
6.1	Critique des méthodes de filtrage utilisées	55
6.1.1	Méthode "seuil"	55
6.1.2	Méthode "différence"	55
6.1.3	Méthode "filtfilt"	56
6.2	Conditions opérationnelles	58
6.2.1	Conditions opérationnelles des sondes	58
6.2.1.1	Sondes de température	58
6.2.1.2	Sondes tensiométriques	58
6.2.1.3	Sondes de teneur en eau	58
6.2.2	Conditions opérationnelles des multiplexeurs	59
6.2.3	Conditions opérationnelles du dispositif expérimental	59
6.3	Évaluation des performances épuratoires	61
6.3.1	Causes et conséquences de la diminution temporaire des DCO d'entrée	61
6.3.2	Interprétation des taux d'abattement et indice de biodégradabilité	61
6.3.3	Comparaison des résultats avec les normes wallonnes et avec les réductions de la charge attendue pour un Système d'Épuration par les Sols (SES)	62
6.3.4	Validité des mesures réalisées	63
6.4	Interprétation hydraulique	64
6.4.1	Bilan hydrique	64
6.4.2	Cinétiques de percolation	64
6.4.3	Évolution de la succion matricielle en période de drainage	65

6.4.4	Lien entre amplitude de la teneur en eau infra journalière et le colmatage . . .	66
6.4.5	Étude de la transition de colonne "non colmatée" à "colmatée"	67
6.4.6	Localisation du colmatage	67
6.4.7	Analyse du colmatage et décolmatage pour les 3 types de sols étudiés	68
6.5	Processus d'élaboration d'une méthode de visualisation du colmatage	70
6.5.1	Recherche d'une méthode de visualisation du colmatage	70
6.5.2	Méthode indirecte de visualisation du développement du colmatage via la teneur en eau (IVDC)	71
6.5.2.1	Construction de la méthode via l'interprétation des données disponibles	71
6.5.2.2	Méthode de suivi du colmatage proposée	72
6.5.2.3	Application pratique	72
7	Conclusions	73
	Références bibliographiques	I
	Annexes	VI
A	Étapes d'importation des données	VI
B	Évolution de la variation de teneur en eau non filtrée par la méthode "différence" (Corroy-le-Grand).	VII
C	Teneur en eau filtrée par la méthode "filtfilt"	VIII
D	Moyennes des teneurs en eau journalière pour les 3 périodes pour les différents sols . .	XXI
E	Récapitulatif des volumes nets journaliers entrants et sortants moyens et des stocks d'eau moyens par colonne	XXIII
F	Évolution de la température dans 9 colonnes de sol étudiées	XXIV
G	Méthode de détermination de l'oxygène dissous	XXV
H	Méthode de détermination de la DBO par titrage	XXVII
I	Méthode de détermination de la DBO par méthode manométrique	XXIX
J	Description partielle d'une nouvelle méthode automatisée de caractérisation de la DBO	XXXI
K	Tentative de validation de la méthode machine.	XXXIII

Liste des figures

1.1	Configuration d'un SES conventionnel et coupe transversale d'une tranchée d'infiltration inspirée de USEPA [2002]	2
3.1	Répartition de la demande en oxygène [Phalempin, 2018]	4
3.2	Principaux flux et processus ayant lieu au sein des colonnes de sol Phalempin [2018] .	7
3.3	Courbe de rétention [Biielders and Javaux, 2018]	11
4.1	Dispositif expérimental installé au laboratoire Département du Génie Rural (GERU) .	15
4.2	Schéma d'une colonne. [Phalempin, 2018]	16
4.3	Coupe radiale d'une colonne au niveau de l'insertion des équipements de mesure. [Phalempin, 2018]	16
4.4	Installation permettant la mesure du volume d'eau entrant dans chacune des colonnes.	20
4.5	Schéma de la position des TDR, limites des zones d'influence des TDR. Exemple de profil hydrique réel possible et approximation du profil hydrique.	23
4.6	Fonctionnement de la méthode "différence"	26
5.1	Effet de la suppression des valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes M3 à 35 cm de profondeur et S15 à 5 cm de profondeur. Plusieurs scénarios avec différents seuils pour la méthode "différence" sont illustrés. .	31
5.2	Effet de la suppression des valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour la colonne S15 à 5 cm de profondeur. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.	32
5.3	Effet de la suppression valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes de Michamps. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.	34
5.4	Effet de la suppression valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes de Corroy. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.	35
5.5	Effet de la suppression valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes de Saint-Léger. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.	36
5.6	Évolution de la teneur en eau à 5 cm de profondeur entre le 03/01/2017 et le 05/02/2020	39
5.7	Évolution de la succion matricielle perçue par les tensiomètres à 5 cm de profondeur depuis le début de l'expérience (du 03/01/2017 au 05/02/2020)	40
5.8	Évolution de la succion matricielle perçue par les tensiomètres à 5 cm de profondeur lors de la première période de drainage	40
5.9	Évolution du volume sortant des colonnes en fonction du temps mesuré avec des balances le 19/11/2019 pour les colonnes de Saint-Léger, le 21/11/2019 pour celles de Corroy-le-Grand et le 22/11/2019 pour celles de Michamps.	41
5.10	Évolution du volume cumulé sorti des colonnes en fonction du temps mesuré avec des pluviomètres. Les mesures ont été faites le 10/12/19 pour les colonnes de Corroy-le-Grand, le 02/12/19 pour celles de Michamps, le 07/01/2020 pour les colonnes S15, S17 et S18 et le 14/01/2020 pour la colonne S13.	42

5.11	Évolution du volume volume d'eau usée entrée dans chaque colonne et volume de percolat sorti des colonnes en fonction du temps. Les mesures ont été faites aux dates mentionnées dans le tableau 4.6.	43
5.12	Représentation du stock estimé par la méthode d'approximation (Eq. 13) et de la variation de ce stock en fonction du temps. La moyenne de la variation du stock est représentée par la ligne rouge.	44
5.13	Mesures de la DBO et de la DCO dans les colonnes de Michamps depuis le 3/01/18 au 02/10/19	45
5.14	Mesures de la DBO et de la DCO dans les colonnes de Corroy-le-Grand depuis le 3/01/18 au 02/10/19	46
5.15	Mesures de la DBO et de la DCO dans les colonnes de Saint-Léger depuis le 03/01/18 au 02/10/19	46
5.16	Évolution de la température dans la colonne M1 de Michamps	48
5.17	Évolution de la teneur en eau dans les 9 colonnes étudiées pendant 10 jours (valable entre le 01/03/2018 et le 08/06/2018)	49
5.18	Évolution des profils de teneur en eau pour les colonnes colmatées en fonction du temps de percolation au début de l'expérience (période 1 du 03/01/17 au 10/05/2017). De façon à observer l'évolution des pics pour les colonnes de Corroy-le-Grand, l'échelle n'est pas la même que celle utilisée pour la colonne S17.	50
5.19	Évolution des profils de teneur en eau pour les colonnes colmatées en fonction du temps de percolation après 1 mois de drainage (période 2 du 08/06/17 au 02/10/2017). De façon à observer l'évolution des pics pour les colonnes de Corroy-le-Grand, l'échelle n'est pas la même que celle utilisée pour la colonne S17.)	51
5.20	Évolution des profils de teneur en eau dans les colonnes colmatées en fonction du temps de percolation après une période de près de 200 jours de drainage (période 3 du 02/01/2019 au 05/02/2020). Pour des raisons pratique l'échelle utilisée pour les colonnes de Corroy-le-Grand n'est pas la même que celle pour la colonne S17.	52
5.21	Évolution de la variation de teneur en eau à la surface des colonnes de Michamps pendant les 3 principales périodes d'alimentation comparée à la variation initiale.	53
5.22	Évolution de la variation de teneur en eau à la surface des colonnes de Corroy-le-Grand pendant les 3 principales périodes d'alimentation comparée à la variation initiale. Les apparitions de flaquage sont également indiquées.	54
5.23	Évolution de la variation de teneur en eau à la surface des colonnes de Saint-léger pendant les 3 principales périodes d'alimentation comparée à la variation initiale. Les apparitions de flaquage sont également indiquées.	54
6.1	Exemple de cas pour lequel l'application des méthode "seuil" et "différence" permet de rendre le signal exploitable. En bleu foncé, la représentation des données brutes, en bleu ciel la figure suite à l'application de la méthode seuil puis en jaune les données obtenues suite à l'application de la méthode différence avec le seuil de 0,005.	56
6.2	Cas pour lequel la méthode "différence" n'est pas efficace	56
6.3	Exemple de cas pour lequel la méthode "filtfilt" n'est pas efficace	57

6.4	Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs des colonnes de Saint-léger du 15/11/19 au 07/01/20.	60
6.5	Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs de la colonne M1 après un an d'alimentation continue (du 02/01/2020 au 09/01/2020). . .	64
6.6	Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs de la colonne C7 avant et après de la fin de l'alimentation du 07/06/2018 (ligne verticale). .	65
6.7	Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs de la colonne M3 avant et après de la fin de l'alimentation du 07/06/2018 (ligne verticale). .	66
6.8	Évolution des profils types de teneur en eau moyennés sur 2 jours pour la colonne C9 entre le 20/01/17 et le 19/04/17 en surface et la déviation standard.	67
6.9	Évolution des profils types de teneur en eau moyennés sur 3 jours pour la colonne S17 en surface entre le 06/01/2019 et le 04/02/2020 et la déviation standard.	68
6.10	Évolution de la succion matricielle à 5 cm sous la surface des 9 colonnes entre le 17/01/2017 et le 05/03/2017.	70
B.1	Évolution de la variation de teneur en eau dans les colonnes de Corroy à partir de données non filtrées.	VII
C.2	Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres d et le paramètre e fixé à 0,02 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Michamps	IX
C.3	Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres d et le paramètre e fixé à 0,02 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Corroy-le-Grand	X
C.4	Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres d et le paramètre e fixé à 0,02 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Saint-Léger	XI
C.5	Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres e avec le paramètre d fixé à 8 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Michamps	XIII
C.6	Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres e avec le paramètre d fixé à 8 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Corroy-le-Grand	XIV
C.7	Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres e avec le paramètre d fixé à 8 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Saint-Léger	XV
C.8	Comparaison des modèles obtenus par l'application de e=0,015 et d=1 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Michamps	XVII
C.9	Comparaison des modèles obtenus par l'application de e=0,015 et d=1 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Corroy-le-Grand	XVIII
C.10	Comparaison des modèles obtenus par l'application de e=0,015 et d=1 dans le filtre filfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Saint-Léger	XIX
C.11	Comparaison des modèles obtenus par filfilt (e=0,015 et d=1) aux différentes profondeursXX	
F.12	Évolution de la température dans les colonnes de Michamps	XXIV

F.13	Évolution de la température dans les colonnes de Corroy-le-Grand	XXIV
F.14	Évolution de la température dans les colonnes de Saint-Léger	XXIV
I.1	Évolution de la variation de pression en fonction du temps [Gerin and Delmelle, 2018].	XXX
I.2	Bouteille schott modifiée connectée au manomètre	XXX
K.3	Effet de la quantité de glucose ajoutée sur la DBO5	XXXIII
K.4	Effet de la dilution sur la DBO5	XXXIV

Liste des tableaux

3.1	Valeurs d'EH, gamme des concentrations des EFS et normes de rejet en eau de surface	6
4.1	Analyse granulométrique et texture des sols de Michamps déterminé par Phalempin [2018]	14
4.2	Analyse granulométrique et texture des sols de Corroy-Le-Grand déterminé par Phalempin [2018]	14
4.3	Analyse granulométrique et texture des sols de Saint-Léger déterminé par Phalempin [2018]	14
4.4	Fréquence, heure et durée d'application de la charge hydraulique sur les colonnes	17
4.5	Historique des flaquages et débordements des colonnes	18
4.6	Dates de mesures du volume de sortie d'eau des colonnes par les pluviomètres	21
4.7	Calibration des pluviomètres	21
5.1	Récapitulatif du nombre de données écartées pour les colonnes S15 et M3 sur les 79506 valeurs de la base de données de la température pour chaque seuil considéré. Ces nombres de données écartées sont à additionner aux 2774 données pour la colonne M3 et 283 données pour la colonne S15 supprimées lors de l'application de la méthode "seuil".	31
5.2	Récapitulatif du nombre de données écartées sur les 79 503 valeurs de la base de données de la succion matricielle pour la colonne S15. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont considérés. Ces nombres de données écartées sont à additionner aux 112 valeurs éliminées par la méthode "seuil".	32
5.3	Récapitulatif du nombre de données écartées sur les 1197 valeurs de la base de données de la teneur en eau avec les méthodes "seuil" et avec la méthode "différence" pour les différents seuils. Les pertes par différence sont à additionner aux pertes par la méthode "seuil"	37
5.4	Récapitulatif des moyennes du stock d'eau par colonne mesuré par la méthode d'approximation (Eq. 13), moyenne et somme des variations de ces stocks pour chaque colonne de sol pendant 3 ans.	43
5.5	DCO des eaux usées et DCO de sortie des eaux filtrées moyennées sur les 400 premiers jours d'expérience et sur la période allant du jour 400 au jour 1000 ainsi que les taux d'abattelements associés.	47
D.1	Moyennes des teneurs en eau journalière pour les 3 périodes pour les différents sols aux 4 profondeurs étudiées. L'erreur est l'erreur type moyenne. La période 1 va du 3/01/17 au 10/05/2017, la période 2 du 08/06/2017 au 02/10/17 et la période 3 du 2/01/19 au 05/02/20.	XXI
D.2	Moyennes des teneurs en eau journalière pour les 3 périodes pour les différents sols. L'erreur est l'erreur type moyenne. La période 1 va du 3/01/17 au 10/05/2017, la période 2 du 08/06/2017 au 02/10/17 et la période 3 du 2/01/19 au 05/02/20.	XXII

E.3	Récapitulatif des volumes nets journaliers entrants et sortants moyens et des stocks d'eau moyens par colonne. Ces moyennes sont calculées à partir des mesures effectuées aux dates mentionnées dans le tableau 4.6 pour les volumes sortants et à partir des mesures effectuées les 3/10/19, 3/11/19, 19/11/19, 21/11/19, 22/11/19 et 3/12/19 pour les volumes entrants et débordants.	XXIII
H.1	DBO mesurée par titrage	XXVIII
K.2	Valeur de DBO5 et DBO finale en fonction de la dilution et de l'ajout de glucose . . .	XXXIV
K.3	Mesures de la pression en mBar	XXXV
K.4	DBO mesurée par jour	XXXV
K.5	DBO mesurée par la machine (Une seule valeur obtenue pour les eaux de sorties issues de la colonne Michamps 3 car il y a eu des fuites dans les réplicats).	XXXV
K.6	Comparaison des valeurs de DBO obtenues par les 3 méthodes	XXXVI

Liste des sigles

DBO Demande Biologique en Oxygène

DBO5 Demande Biologique en Oxygène en 5 jours

DCO Demande Chimique en Oxygène

EH Équivalent Habitant

ELI Earth and Life Institute

GEBI Département du Génie Biologique

GERU Département du Génie Rural

MES Matières en Suspension

MO Matière Organique

PASH Plan d'Assainissement par Sous-bassin Hydrographique

SEI Système d'Épuration Individuel

SES Système d'Épuration par les Sols

TDR Time domain Reflectometry

TILT Taux d'Infiltration à Long Terme

1 Introduction

La fin du XIX^e Siècle est marquée par une réalisation collective du lien entre le contact avec des eaux usées et les épidémies qui font rage. Dès lors, la politique du tout-à-l'égout vient progressivement remplacer la technique du tout-à-la-rue pour gérer les eaux usées domestiques et pour rompre ce vecteur de propagation des infections [Jacquemet, 1979]. En réponse aux changements de pratique de gestion des eaux usées à cette époque, on constate à Bruxelles, par exemple, une diminution du taux de mortalité de 31 % en 1870 à 23 % [Viré, 1973]. Malheureusement cette nette amélioration en termes de santé publique est accompagnée par une augmentation de la contamination des eaux de surface (rivières, lacs, estuaires...). Il faudra attendre la fin du XX^e siècle pour que l'Union européenne et les autorités régionales réglementent la protection des eaux [AquaWal, 2012a].

Depuis mai 1991, afin d'assurer une meilleure gestion de l'eau, les pays membres de l'UE sont soumis à des obligations européennes concernant l'assainissement des eaux usées [AquaWal, 2012b]. La directive européenne 91/271/CEE impose l'installation d'un système de collecte des eaux usées et d'un système de traitement secondaire pour toute agglomération de plus de 2000 Équivalent Habitant (EH) afin de protéger les eaux de surface et les eaux souterraines des eaux urbaines résiduelles. La directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE impose aux états membres l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau de surface.

Chargée de l'application de ces directives en Wallonie, la Région wallonne a rassemblé l'ensemble des textes législatifs et réglementaires existants dans le domaine de l'environnement dans le code wallon de l'environnement assurant coordination, simplification, cohérence et homogénéisation des anciens textes de loi. Le code de l'Eau (livre II du code de l'Environnement) prévoit l'établissement d'un Plan d'Assainissement par Sous-bassin Hydrographique (PASH) fixant les obligations en matière de traitement et d'évacuation en fonction des différents régimes d'assainissement [SPGE, 2018a] :

- **Régime d'assainissement collectif** : Toute habitation située en agglomération de plus de 2000 EH est tenue d'être raccordée à l'égout. Cela s'applique également aux agglomérations plus petites s'il existe une station d'épuration collective à proximité, si 75 % des égouts sont existants et en bon état ou encore, si les conditions environnementales le justifient.
- **Régime d'assainissement autonome** : Les habitations situées dans les zones définies par le PASH comme "à assainissement autonome" ou se situant hors des zones d'urbanisation du plan de secteur doivent être équipées d'un Système d'Épuration Individuel (SEI).
- **Régime d'assainissement transitoire** : Toutes les habitations en attente d'un régime d'assainissement définitif. Celles-ci sont soumises à des obligations spécifiques du fait que le régime réservé à la zone n'est pas encore déterminé.

L'usage de techniques d'épuration alternatives comme les filtres à sable, les filtres plantés à écoulement horizontal ou vertical, les lagunages ou encore l'infiltration à travers le sol est certes plus extensif et ne concerne que 160.000 logements en Wallonie

(12 % de la population) [SPGE, 2018a], mais il demande moins d'investissement financier et énergétique que l'assainissement collectif. Cette solution s'ancre donc bien dans les démarches de développement durable prônées par l'ONU-Eau [UNESCO, 2016]. En effet, considérer les eaux usées comme une

ressource et non plus comme un déchet pourrait être valorisée dans le secteur industriel, agricole, forestier ou dans la gestion des espaces naturels. Elle permettrait un apport en eau indépendant des conditions climatiques et de la variabilité saisonnière, fertiliserait les sols grâce aux nutriments présents dans les eaux traitées, et finalement permettrait l'alimentation des masses d'eaux souterraines sans compromettre leur bon état écologique et chimique [Sou, 2009].

Ce mémoire s'inscrit dans ce cadre et se concentre sur une technique d'épuration autonome des eaux usées domestiques par infiltration verticale à travers différents types de sols. Ce système d'épuration déjà répandu entre autres aux États-Unis [Beach et al., 2005] et en Australie dans les zones trop éloignées pour être reliées aux égouts [Beal et al., 2005; Heatwole and McCray, 2007]. Les Systèmes d'Épuration par les sols (SES) sont constitués d'une fosse septique et d'une aire d'infiltration des eaux usées dans le sol (Fig. 1.1).

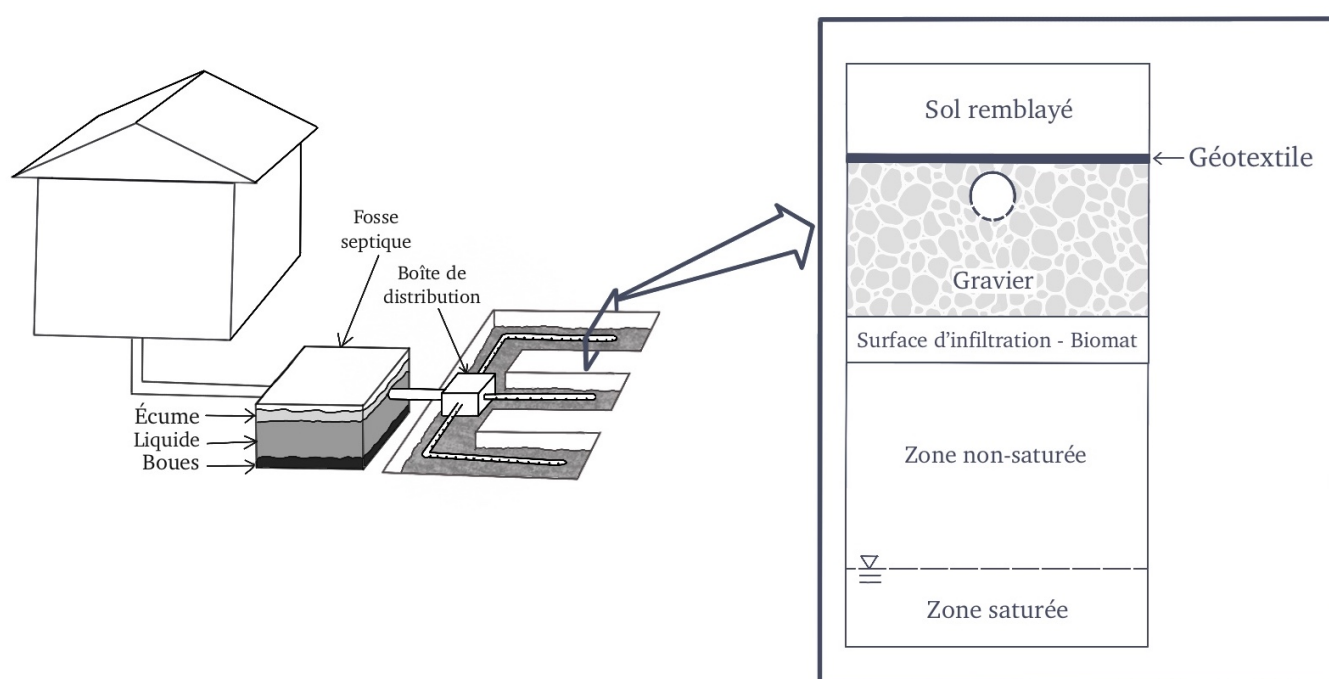


FIGURE 1.1 – Configuration d'un SES conventionnel et coupe transversale d'une tranchée d'infiltration inspirée de USEPA [2002]

Ce SES nécessite un prétraitement des eaux usées domestiques par sédimentation des Matières en Suspension (MES) et digestion anaérobie dans une fosse septique. Ensuite les eaux sont réparties, infiltrées et épurées avant d'alimenter la nappe. Un mauvais dimensionnement, une mauvaise maintenance ou une installation dans une zone non adaptée (mauvaise texture du sol ou niveau piézométrique de la nappe trop peu profond) peut être à l'origine de contamination de nappes et des eaux de surfaces. C'est pourquoi une bonne compréhension des processus de traitement des eaux par les sols est indispensable.

Ce mémoire s'ancre dans le projet de recherche EPUSOL subventionné par la Région wallonne et mené par des chercheurs du Earth and Life Institute (ELI) de l'UCLouvain. Ce projet a pour but de consolider les connaissances scientifiques afin de mieux valoriser les sols pour l'épuration des eaux

usées et de proposer des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux liés à l'utilisation de ces sols comme milieu récepteur d'eaux usées. Pour ce faire, 18 colonnes de sol non remanié prélevées dans 3 régions représentatives de la Wallonie ont été équipées d'appareils de surveillance et installées dans les halls du *Earth and life institute* fin 2016. Depuis janvier 2017, elles sont quotidiennement alimentées en eaux usées à l'exception de quelques périodes de drainage.

Diverses analyses, modélisations et prédictions des comportements des sols du dispositif ont déjà été réalisées dans le cadre d'une mission de guidance, de mémoires et d'un stage entre janvier 2017 et septembre 2018 [Zanutel, 2017; Orero, 2017; Phalempin, 2018; Feller, 2018]. Par contre, une synthèse et exploitation de l'ensemble des données sur la période d'expérience complète n'a pas encore été réalisée. Une compréhension fine de l'évolution de la capacité épuratoire et du colmatage n'a pas encore été atteinte. Ce dernier contrôle largement les performances des SES [Beal et al., 2006].

2 Objectifs

Ce mémoire aura 2 objectifs globaux. Le premier est de caractériser l'évolution des propriétés hydrauliques et épuratoires de sols soumis à l'infiltration quotidienne d'eau usée entre le 3/01/2017 et le 5/2/2020. Le deuxième est de développer une méthode de caractérisation du développement du colmatage des colonnes sur base des propriétés hydrauliques.

Pour atteindre ces objectifs, une méthodologie a été mise en place qui comporte quatre étapes. La première étape a été la centralisation et compilation de toutes les mesures déjà effectuées dans les études préalables. Il s'agit des mesures de la Demande Biologique en Oxygène en 5 jours (DBO5), Demande Chimique en Oxygène (DCO), température, flux d'entrée, de sortie, teneur en eau et de la succion matricielle. Ce mémoire exploite des données récoltées entre le 03/01/2017 et le 05/02/2020.

La deuxième étape a été de continuer la prise de mesures sur les colonnes afin d'en caractériser les comportements hydrauliques et épuratoires. Pour ce faire, les volumes entrants, sortants et débordants ont été quantifiés et la qualité des eaux d'entrée et de sortie a été analysée via des mesures de DBO et de DCO.

Une fois les données récoltées, la troisième étape a été de filtrer les données pour éliminer le bruit. Différentes méthodes adaptées au signal complexe des données étudiées ont été testées et appliquées aux données. La quatrième étape a été d'exploiter les résultats dans le but de répondre aux objectifs.

3 État de l'art

3.1 Paramètres de caractérisation de la qualité des eaux usées

Les eaux usées domestiques proviennent d'installations sanitaires, eaux de cuisines, du nettoyage de bâtiments, des eaux de lessives, du nettoyage des vélos et cylindrées de moins de 50 cm^3 , des eaux de lavages de moins de 10 véhicules par jour, des eaux de pluie des entreprises de moins de 7 personnes [Gouvernement wallon, 2004]. Les 5 paramètres principaux qui représentent la charge sont les MES, DBO5, DCO, N total et P total par habitant et par jour.

- **Matière en suspension** : Les MES sont des particules insolubles n'ayant pas sédimenté pouvant être retenues par filtration sur filtre 0.22 ou $0.45 \mu\text{m}$ et dont la concentration est déterminée.
- **Demande chimique en oxygène** : La DCO est représentative de l'ensemble des substances réductrices dans l'eau (composés organiques). On l'exprime en équivalent oxygène. Il s'agit de la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder ces substances. La DCO est composée, d'une part, de la DCO réfractaire représentant les composés non biodégradables par les micro-organismes présents dans l'eau et, d'autre part, de la Demande Biologique en Oxygène (DBO).

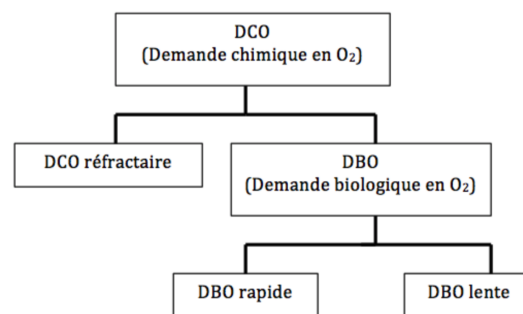


FIGURE 3.1 – Répartition de la demande en oxygène [Phalempin, 2018]

- **Demande biologique en oxygène** : La DBO représente la fraction de la charge carbonée qui est biodégradable (Fig. 3.1). La DBO peut être subdivisée en DBO "rapide" quantifiant l'oxygène nécessaire à l'oxydation des composés soluble et la DBO "lente" représentant l'oxydation des polymères complexes et des composés particuliers ou colloïdaux. La DBO5 représente uniquement les substances biodégradables endéans les 5 jours et à une température de $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Le rapport $\text{DBO5}/\text{DCO}$ donne une indication de la biodégradabilité des eaux usées. Si le rapport est plus petit que $0,2$ l'eau sera très peu biodégradable et s'il est supérieur à $0,33$, elle est biodégradable [Rodier and Legube, 2009]. Le taux d'abattement de la DCO et de la DBO atteint grâce au système d'épuration est calculé en divisant la demande en oxygène des eaux de sortie par la demande en oxygène des eaux usées introduites dans le système.
- **Azote total** : le N total constitue l'ensemble de l'azote Kjeldahl¹ et des formes oxydées de N (nitrite et nitrate) présentes en solution. La différence entre azote total et azote inorganique/minéral (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-), permet de quantifier l'azote organique présent en grande

1. Azote sous forme organique et ammoniacale

quantité dans les eaux usées domestiques. Selon les conditions d'oxygénation, l'azote sera sous forme organique, ammoniacale, nitrique ou nitreuse. Dans les conditions anaérobies d'une fosse septique, la Matière Organique (MO) est décomposée par les bactéries anaérobies libérant des sels ammoniacaux par ammonification. En milieu aérobie, le NH_4 peut être transformé en nitrites puis en nitrates par nitrification. La transformation en nitrite, c'est-à-dire la nitrification, se fait par des bactéries nitreuses comme *Nitrosomas* spp. alors que la transformation en nitrate, c'est-à-dire la nitrification, se fait par des bactéries nitriques comme nitrobacter. Ces réactions sont favorisées entre 20 °C et 30 °C et dans des sols ayant une teneur en eau volumétrique (θ) entre 0,50 et 0,60, et consomment en moyenne 4,6 mg d'oxygène/mg d'azote [Degrémont, 2005]. La nitrification acidifie le milieu récepteur en libérant des protons. Cette réaction sera donc favorisée par l'augmentation de pH du sol avec un pH optimum autour de 7,5 selon McCray et al. [2009]. Les nitrates produits sont très mobiles, et de ce fait lessivables.

- **Phosphore total** : Le phosphore se rencontre sous forme organique dissoute ou particulaire (p. ex. pelotes fécales) et sous formes minérales dissoute (p. ex. polyphosphates, orthophosphates) ou particulaire (p. ex. phosphates adsorbés sur les MES, apatites, phosphates ferriques) [Degrémont, 2005]. Dans les fosses septiques, les orthophosphates représentent entre 70 et 90 % du phosphore en présence. En les soustrayant au P_{tot} , on peut mesurer la fraction organique de P dans l'eau usée domestique. En milieu aérobie, le P précipite en apatites, entraînant la formation de sels ferriques et d'orthophosphates alors qu'en milieu anaérobie, les phosphates sont réduits provoquant une accumulation de polyphosphates [McCray et al., 2005].

La notion théorique exprimant la charge polluante d'un effluent par habitant et par jour et correspondant à un rejet moyen journalier de 180 l d'effluent est la notion d'Équivalent Habitant (EH) [SPGE, 2018b]. Ces valeurs sont déterminées en entrée de station d'épuration, puis normalisées en fonction du nombre d'habitants connectés à cette station sans tenir compte de la variabilité de la consommation des ménages. Vu cette variabilité, les EH doivent être utilisés avec précaution dans le cas des systèmes d'épuration autonomes [Gerin and Delmelle, 2018; Degrémont, 2005].

Le tableau 3.1 représente les valeurs d'EH, les concentrations normalisées pour une production 180 l d'eau usée par jour par personne, les gammes de concentrations des effluents de fosse septique (EFS), les normes de rejet en eaux de surface ainsi que les attentes en matière de réduction des 5 paramètres

principaux de la qualité des eaux usées.

TABLE 3.1 – Valeurs d’EH, gamme des concentrations des EFS et normes de rejet en eau de surface

Paramètre	Production quotidienne d’un EH [g/jour]	Concentration des EFS ⁽³⁾ [mg/L]	Norme de rejet en eau de surface ⁽⁴⁾ [mg/L]	Réduction attendue des concentration des EFS avec un SES après infiltration dans 90 cm de sol [%]
MES	90 ⁽¹⁾	50 - 100	60	> 90 ⁽⁶⁾
DCO	135 ⁽¹⁾	300 - 600	125	> 90 ⁽⁷⁾
DBO ₅	60 ⁽¹⁾	140 - 200	30	> 90 ⁽⁶⁾
N _{tot}	9,9 ⁽²⁾	40 - 100	15 ⁽⁵⁾	10 - 20 ⁽⁶⁾
P _{tot}	2 ⁽²⁾	5 - 15	2 ⁽⁵⁾	0 - 100 ⁽⁶⁾

⁽¹⁾ Gerin and Delmelle, 2018 ; ⁽²⁾ SPGE, 2018a ; ⁽³⁾ Phalempin, 2018 ; ⁽⁴⁾ Gouvernement wallon, 2016 ; ⁽⁵⁾ Commission Européenne, 1991 ; ⁽⁶⁾ Siegrist et al., 2012 ; ⁽⁷⁾ Van Cuyk et al., 2001a

Les eaux usées peuvent également contenir des organismes pathogènes, des huiles, des graisses, des composés pharmaceutiques, des pesticides, des éléments traces métalliques *etc.*

3.2 Systèmes d'épuration autonomes par le sol

L'épuration des eaux usées par le sol se base sur des principes physiques, chimiques et biologiques régissant les processus d'infiltration et d'épuration dont les principaux sont représentés sur la figure 3.2.

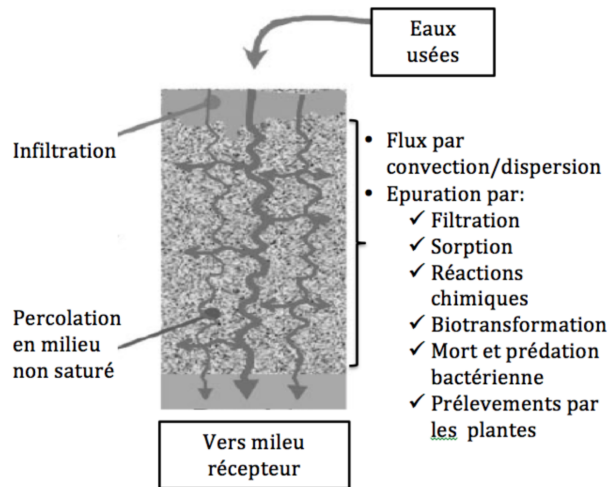


FIGURE 3.2 – Principaux flux et processus ayant lieu au sein des colonnes de sol Phalempin [2018]

Les processus de purification et hydrauliques au sein d'un SES sont des mécanismes complexes. Cependant, ces processus étant conditionnés par des facteurs environnementaux, il est possible de déterminer les conditions favorables pour l'épuration.

Les bactéries hétérotrophes aérobies responsables de la décomposition de la matière organique s'épanouissent entre 0 et 30 °C [Degrémont, 2005]. Une augmentation de la température induit une augmentation de l'oxydation de la matière organique et donc une demande plus importante d'oxygène. En effet, l'oxygène est l'accepteur principal d'électron pouvant oxyder la matière organique. Les conditions d'oxygénation optimales d'un sol pour l'épuration sont lorsque la concentration en oxygène dissous est supérieure à 2 mg/L [Phalempin, 2018]. Lorsque la concentration en oxygène dissous est inférieure à 2 mg/L, elle devient limitante, les autres espèces accepteurs d'électrons présentes dans le sol prenant petit à petit le relais. Les réactions de dénitrification, de réduction du manganèse, de réduction solide du Fe(III), de réduction du SO_4^{2-} etc. ont alors lieu. Lorsque le seuil des 0,5 mg/L d'oxygène dissous est franchi, la respiration des bactéries hétérotrophes aérobies s'arrête. Le milieu est anaérobie, menant à la production de méthane et l'oxyde nitreux [Delmelle and Agnan, 2020]. Un milieu non saturé est favorable aux conditions aérobies. Dans ces conditions, l'eau s'écoule principalement dans la microporosité du sol (pores de moins de 0,3 mm de diamètre). Ceci augmente le temps de résidence et le contact entre le sol et la solution de sol. Il en résulte une amélioration de la capacité épuratoire du sol. Il a été démontré que les performances hydrauliques et épuratoires sont fortement influencées par le biomat [Beal et al., 2005].

3.2.1 Colmatage

L'ajout quotidien de matière organique sur le sol entraîne une perte de la capacité d'infiltration. En effet, les matières présentes dans l'eau sont filtrées par la porosité et retenues dans les premiers centimètres de sol [Van Cuyk et al., 2001b]. Cette zone riche en MO est caractérisée par une ac-

tivité biologique très développée contribuant au colmatage de la porosité avec la production des sous-produits et de cellules mortes/vivantes. L'hétérogénéité de la porosité diminue ce qui réduit les flux préférentiels et améliore l'épuration. Enfin, les eaux usées ajoutées au système sont riches en ions monovalents (K^+ Na^+) dispersant les particules fines du sol amplifiant le remplissage de la porosité [Crescimanno et al., 1995]. L'ensemble de ces causes entraîne la formation d'un biomat. De nombreuses études ont été menées dans le but de déterminer les processus de formation du colmatage, de déterminer les paramètres influençant le développement du biomat. Il en est ressorti que le développement du biomat dépend de plusieurs facteurs : la composition des eaux usées alimentant le sol (concentration en nutriments [Rochex and Lebeault, 2007]), la présence de certains types de micro-organismes [Shaw et al., 1985], la présence d'eau, la présence d'oxygène [Alshiblawi, 2016] et la température [Phalempin, 2018]. Cependant, aucun consensus n'a encore été admis par la communauté scientifique concernant le rôle de la température sur le développement de la zone colmatée.

Le biomat est majoritairement composé de sous-produits issus de l'activité biologique comme les substances humiques, polysaccharides, ADN et lipides [Alshiblawi, 2016]. Son épaisseur varie entre 1 et 40 mm Beach [2001] et va être influencée par la texture du sol. En effet, au plus les sols sont grossiers, au plus l'épaisseur sera grande [Beal et al., 2006].

Le biomat est considéré comme mature lorsque le régime permanent est atteint [Beal et al., 2005]. Les écoulements dans le sol sont dès lors régis par le flux que laisse passer le biomat, en fonction de ses caractéristiques. Cette couche présente une faible conductivité hydraulique qui diminue avec l'ajout de matière organique et une résistance croissante réduisant les flux à travers la couche. Knappe et al. [2019, 2020]; Beal et al. [2005] ont démontré que le biomat peut être bénéfique pour les processus de traitement car la zone colmatée crée une zone non saturée en dessous d'elle favorable à l'oxydation de la matière organique et augmentant le contact sol-solution du sol. Dans un sol trop drainant, la charge polluante n'a pas le temps d'être réduite efficacement ce qui peut mener à une pollution de la nappe. Lorsque le processus de colmatage est avancé, le sol ne peut plus infiltrer la charge hydraulique appliquée, le Taux d'Infiltration à Long Terme (TILT) est atteint. Les effluents s'accumulent formant un flaquage en surface puis provoquent des débordements du SES. Cet échec hydraulique du système entraîne des risques sanitaires et des nuisances olfactives. Une bonne conception et un dimensionnement précautionneux du système sont donc essentiels.

De nombreuses études se sont intéressées à la compréhension des impacts du biomat sur les propriétés du sol dans le but d'améliorer les directives de conception et de maintenance des SES. La recherche de Beach et al. [2005], par exemple, s'intéresse au taux de développement du biomat dans les milieux poreux en observant les changements de la conductivité hydraulique d'un sol quotidiennement alimenté en eaux usées. Celle de Siegrist and Boyle [1987] observe quant à elle, la perte d'infiltration, ou encore celle de Beal et al. s'intéresse à la résistance hydraulique provoquée par le colmatage. En 2018, Phalempin, a développé un outil de dimensionnement de la surface d'infiltration (SI), la formule 1.

$$SI = \frac{Q_{EH}}{CHJ} = \frac{Q_{EH}}{(H_{max} - H_{min}) \cdot 1000 \cdot \Phi} \cdot \frac{1}{R_b \cdot \ln\left(\frac{H_{max}}{H_{min}}\right)} \quad (1)$$

- Où: SI = Aire de la surface d'infiltration [$m^2 \cdot EH^{-1}$];
 Q_{EH} = Production journalière moyenne d'eaux usées d'un EH [$l \cdot jour^{-1} \cdot EH^{-1}$];
 H_{max} = Hauteur maximale de la lame d'eau après l'apport d'une bâchée [m];
 H_{min} = Hauteur minimale de la lame d'eau [m];
 Φ = Porosité du matériau dans lequel la lame d'eau se développe [$l_{vide} \cdot l_{total}^{-1}$];
1000 = Facteur de conversion de m à mm [mm/m];
 R_b = Résistance hydraulique de la couche colmatée [jour];
 CHJ = Charge hydraulique journalière maximale tolérable par le système [$l \cdot m^{-2} \cdot jour^{-1}$];

Plus la colonne est colmatée, plus l'eau va mettre du temps à traverser la couche colmatée. Ce temps est appelé résistance hydraulique (R_b) de la couche colmatée et s'exprime selon l'équation 2.

$$R_b = \frac{Z_b}{K_b} = \beta \cdot CHJ \cdot FCO = \beta \cdot CHJ \cdot (DBO5 + MES) \quad (2)$$

Où,

- Z_b = Épaisseur de la couche colmatée [m];
- K_b = Conductivité hydraulique à saturation de la couche colmatée [m/j^{-1}];
- β = Facteur de proportionnalité entre la charge massique journalière (CMJ) et la résistance hydraulique du biomat en équilibre avec cette CMJ [$jour \cdot (mgMO \cdot m^2 \cdot jour^{-1})^{-1}$];
- CHJ = Charge hydraulique journalière maximale tolérable par le système [$l \cdot m^{-2} \cdot jour^{-1}$];
- FCO = Facteur de charge organique [$mgMO \cdot l^{-1}$];
- $DBO5$ = Demande biologique en oxygène à 5 jours [$mgO2 \cdot l^{-1}$];
- MES = Matière en suspension [$mgMES \cdot l^{-1}$].

Ce paramètre R_b est complexe à déterminer, il demande la connaissance de l'épaisseur de la couche colmatée ou du coefficient β tous deux difficilement caractérisables.

Plusieurs études se sont servies de la teneur en eau des sols colmatés pour mieux comprendre les mécanismes de colmatage. Rosenzweig et al. [2012], par exemple, ont étudié l'évolution de la teneur en eau volumétrique des sols en fonction de la composition du biomat. Cette étude a conclu que le biomat augmente significativement la teneur en eau d'un sol (jusqu'à 270 % de la valeur pour un sol pur). Cette modification de la courbe de rétention est due à une plus grande capacité de rétention des substances organiques remplissant la porosité que le sol pur et à la modification de la distribution de la taille des pores du sol concerné. Ces conclusions sont confirmées par l'étude de Volk et al. [2016] qui visait à déterminer l'influence de la présence d'un biomat sur les propriétés hydrauliques des milieux poreux insaturés. Deux affirmations supplémentaires sont apportées. Une première affirmant que la charge appliquée influence la morphologie du biomat en modifiant la distribution spatiale des pores ce qui entraîne une modification des propriétés hydrauliques. La deuxième lie l'augmentation

de la teneur en eau à l'augmentation de la quantité de biomat présente dans le sol. L'ensemble des recherches analysant la teneur en eau des systèmes de filtration par les sols conclut à un impact du développement d'une couche colmatée sur la saturation et la teneur en eau des sols étudiés. En 2001, Beach observe que la teneur en eau d'un sol non colmaté augmente pendant et après l'alimentation en eau puis diminue lors des phases de drainage alors que, une fois colmaté, l'effet de l'alimentation n'est plus observé. En 2005, Beach et al. introduisent la teneur en eau moyenne du sol sous-jacent à la zone colmatée dans le calcul de la conductivité effective pour la modélisation de la vitesse de développement du colmatage.

3.2.2 Performances

D'après l'étude de Van Cuyk et al. [2001a], la majorité de l'abattement de la matière organique se fait dans les premiers 60 cm du filtre. En se basant sur les performances attendues d'un SES reprises dans le tableau 3.1, si le système est bien dimensionné, entretenu et dans les conditions optimales, les risques de pollutions sont considérés comme faibles pour le milieu récepteur [USEPA, 2002]. Selon Hill and Frink [1980], un SES a un temps de service moyen compris entre 11 et 30 ans. L'imprévisibilité de la longévité et de l'efficacité sont les plus gros défauts du système.

Il est toutefois possible de déterminer certaines conditions propices à la défaillance hydraulique et de purification du système [Beal et al., 2005] :

- Mauvaise conception ;
- Sol peu perméable (un sol trop perméable diminue le temps de résidence et donc l'efficacité de l'épuration et un sol trop peu perméable favorise le colmatage.) ;
- Colmatage important ;
- Nappe phréatique peu profonde ;
- Faible épaisseur de la zone non saturée sous le biomat.

3.3 Propriétés hydrauliques du sol

Les propriétés hydrauliques des SES déterminent fortement leur fonctionnement. Nous distinguons les propriétés hydrauliques intrinsèques des sols (courbe de rétention, courbe de conductivité...) et les variables hydrauliques (teneur en eau volumétrique, flux hydrauliques...). Les propriétés hydrauliques évoluent donc au cours du temps en fonction de la structure, de la texture, de la densité apparente et de la teneur en MO du sol.

3.3.1 Courbe de rétention

La courbe de rétention indique la quantité d'eau retenue par le sol en fonction de la succion matricielle. Elle donne le point d'entrée d'air, la capacité au champ, le point de flétrissement, l'eau utile, la distribution de la porosité, la teneur en eau à saturation (θ_s) et la teneur en eau résiduelle (θ_r). La courbe caractéristique de rétention d'un sol est la relation entre la charge matricielle h et la teneur en eau volumétrique θ . La courbe de rétention sera différente si le sol est en mode drainage ou humidification (phénomène d'hystérèse). Elle peut également varier en fonction de la texture et de la structure du sol. La modification de la porosité du sol implique une modification de la courbe de rétention de ce même sol.

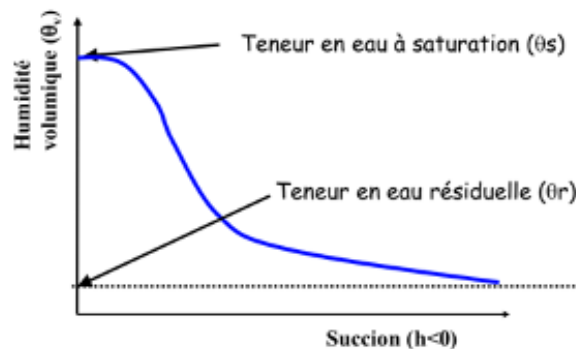


FIGURE 3.3 – Courbe de rétention [Biielders and Javaux, 2018]

3.3.2 Teneur en eau

La teneur en eau volumétrique d'un sol est la quantité d'eau liquide contenue dans ce sol, elle est mesurée par la formule 3.

$$\theta = \frac{V_{eau}}{V_{tot}} \quad (3)$$

3.3.3 Succion matricielle

Plus les pores sont grands, plus la succion (h) nécessaire à l'extraction de l'eau est petite et donc le sol est drainant. La charge de succion est liée à la tension de surface de l'eau au sein du milieu poreux et se calcule pour un pore cylindrique avec l'équation suivante.

$$h = \frac{2\sigma}{\rho_w g r_{pore}} \quad (4)$$

Où: h = Succion matricielle [cm];
 σ = Tension superficielle [$J.m^{-2}$];
 ρ_w = Masse volumique de l'eau [$kg.m^{-3}$];
 g = Accélération gravitationnelle [$m.s^{-2}$];
 r_{pore} = Rayon des pores du sol [cm]

Lors des phases d'alimentations en eau, la teneur en eau du sol augmente et la succion matricielle diminue. L'inverse se produit lors des phases de drainage.

3.3.4 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique d'un sol se définit comme :

$$K = k \cdot \frac{\rho_{eau} \cdot g}{\eta_{eau}} \quad (5)$$

Où: K = Conductivité hydraulique (m/s);
 g = Accélération gravitationnelle (m/s^2);
 k = Perméabilité intrinsèque du sol (m^2);
 ρ_{eau} = Masse volumique de l'eau (kg/m^3);
 η_{eau} = Viscosité de l'eau (Pa s).

Ce paramètre exprime la capacité à permettre l'écoulement d'un fluide sous l'effet d'un gradient de charge hydraulique. Il s'agit du coefficient de proportionnalité entre le flux et le gradient de la loi de Darcy (Eq. 6). Elle détermine le temps de rétention de l'eau dans le milieu poreux et la vitesse d'infiltration. Ces paramètres sont indispensables lorsqu'il est question d'épuration par les sols. En effet, la durée de rétention et la nature du sol dans laquelle l'eau stagne ou circule vont influencer la composition chimique de l'eau par des échanges entre le sol et la solution du sol.

$$J = K(h) \cdot \nabla H = K(h) \cdot \frac{\Delta H \cdot A}{\Delta L} \quad (6)$$

Où: J = Flux d'eau [$m^3/(m^2.s)$];
 $K(h)$ = Conductivité hydraulique du sol [m/s];
 ∇H = Gradient de charge hydraulique [m/m];
 ΔH = Perte de charge [m];
 ΔL = Longueur de l'écoulement [m];
 A = Surface de la section étudiée [m^2].

3.3.5 Taux d'infiltration

Le taux d'infiltration est une mesure de la vitesse d'infiltration en fonction du temps d'une lame d'eau à la surface d'un sol. Ce taux dépend, entre autres, de la teneur en eau initiale du sol et de la lame d'eau ajoutée à la surface du sol. En régime transitoire, il est directement proportionnel au gradient

hydraulique. Le flux traversant la couche colmatée (J_b) s'exprime selon l'équation 7 déterminée par Bouma [1975]

$$J_b = K(\psi_u) = K_b \frac{H_0 + \psi_u + Z_b}{Z_b} = K_b \frac{\Delta H}{Z_b} = \frac{\Delta H}{R_b} \quad (7)$$

- Où: J_b = Flux d'eau au sein de la couche colmatée [$m^3/(m^2.s)$];
 ψ_u = Potentiel matriciel du sol sous la couche colmatée [L];
 $K(\psi_u)$ = Conductivité hydraulique au potentiel ψ_u du sol sous la couche colmatée [$L.T^{-1}$];
 K_b = Conductivité hydraulique à saturation de la couche colmatée [$L.T^{-1}$];
 H_0 = Hauteur de flaquage au-dessus de la couche colmatée [L];
 Z_b = Épaisseur de la couche colmatée [L];
 ΔH = Charge hydraulique [L];
 R_b = Résistance hydraulique de la couche colmatée [T].

Lorsqu'un régime permanent est établi dans le système, ce qui est notamment le cas pour les couches colmatées, le taux d'infiltration ne varie pas dans le temps, le taux d'infiltration à long terme (TILT) est atteint.

4 Matériel et méthode

4.1 Description du dispositif EPUSOL

Les recherches effectuées dans le cadre de ce mémoire ont été réalisées sur 12 colonnes de sols extraites en août 2016 lors du lancement du projet EPUSOL. Cette section reprend les éléments clés pour la compréhension des résultats. De plus amples descriptions sont disponibles dans le rapport final de la mission de guidance de Phalempin [2018]

4.1.1 Types de sols, localisation des prélèvements et caractéristiques

Chaque site d'extraction est représenté par 4 colonnes de sol dit "non-perturbé"².

- **Michamps** : Sols limono-caillouteux à charge schisto-gréseuse et à drainage naturel favorable, prélevé dans un verger à proximité du centre de recherche de Michamps (site de l'UCLouvain).

TABLE 4.1 – Analyse granulométrique et texture des sols de Michamps déterminé par Phalempin [2018]

Profondeur	%Sable	%Limon	%Argile	Texture
-10	22	62,5	15,5	Limon sableux lourd
-30	22,5	61,5	16	Limon sableux lourd
-75	24	61	15	Limon sableux lourd

- **Corroy-le-grand** : Sols limoneux à drainage naturel favorable, prélevé à proximité de la ferme de Marbaix (site de l'UCLouvain) ;

TABLE 4.2 – Analyse granulométrique et texture des sols de Corroy-Le-Grand déterminé par Phalempin [2018]

Profondeur	%Sable	%Limon	%Argile	Texture
-35	11,4	66	22,6	Limon lourd
-75	85	3	12	Sable argileux
-90	83,2	9	7,8	Sable

- **Saint-Léger** : Sols sableux-limoneux ou limono-sableux à drainage naturel excessif ou légèrement excessif, prélevé à proximité d'une sablière ;

TABLE 4.3 – Analyse granulométrique et texture des sols de Saint-Léger déterminé par Phalempin [2018]

Profondeur	%Sable	%Limon	%Argile	Texture
-10	93	3	4	Sable
-50	89	7	4	Sable
-85	87,5	7,5	5	Sable

2. Un échantillon de sol est dit non perturbé lorsqu'il conserve les propriétés structurales donc la taille et la géométrie des pores du sol du site d'extraction.

4.1.2 Dispositif expérimental

Une cuve d'eau usée domestique provenant d'une fosse septique privée est livrée chaque semaine et est stockée dans un réfrigérateur (Fig. 4.1) permettant le ralentissement de l'activité biologique. Chaque jour, à 9 h, la pompe vide-cave amène au sommet du réservoir du système de distribution d'eau un certain volume d'eau qui sera équitablement réparti entre les 12 colonnes. En moyenne, une bâchée dure 3 minutes, 1 minute pour pomper l'eau usée de la cuve et 2 minutes pour l'écoulement gravitaire du système de répartition vers les colonnes.



FIGURE 4.1 – Dispositif expérimental installé au laboratoire GERU

Légende :

1. Réfrigérateur pour les cuves d'eaux usées domestiques.
2. Pompe vide-cave.
3. Réservoir assurant l'équipartition des eaux usées.
4. Instruments de mesure repris dans la figure 4.3.
5. Tuyau de trop-plein
6. Tuyau de drainage et bidon de récupération du percolat

4.1.3 Description des colonnes et de l'instrumentation

Une lettre et un indice ont été attribués à chaque colonne afin d'y faire référence facilement. Les colonnes extraites à Michamps portent la lettre **M** et les indices 1, 3, 4 et 5. La référence aux colonnes extraites à Corroy-le-Grand se fait avec la lettre **C** et les indices 7, 9, 11 et 12. La lettre **S** suivie des indices 13, 15, 17 et 18 fait quant à elle référence aux colonnes de sols extraites à Saint-léger. Les colonnes M2, M6, C8, C12, S14 et S16 ont été sacrifiées lors d'expériences antérieures à ce mémoire.

Les colonnes désignées par un chiffre impair ont été instrumentées tel que représenté sur la figure 4.3. On y retrouve des échantillonneurs de la solution du sol, des sondes de teneur en eau, des sondes tensiométriques et des sondes de température. Ces sondes sont reliées à des multiplexeurs permettant de récolter les mesures.

Chaque échantillon structuré de sol fait 30 cm de diamètre pour 1 m de hauteur et est contenu dans un tube en PVC imperméable. L'échantillon est maintenu entre 2 membranes de nylon et 2 couches de graviers tel que représenté sur la figure 4.2. Ceci permet de limiter les pertes de matière dans la partie inférieure de la colonne et de limiter le développement d'une croûte de battance à la surface et la réorganisation de la surface par les remous lors des bâchées d'eaux usées. Certaines colonnes ont été équipées d'un tuyau trop-plein à 18 cm de la surface du sol pour éviter tout débordement.

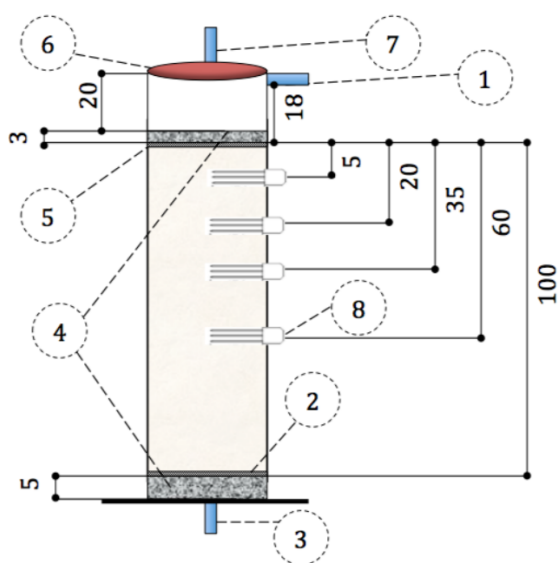


FIGURE 4.2 – Schéma d'une colonne. [Phalempin, 2018]

Légende :

1. Tuyau de trop-plein
2. Membrane de nylon de maille de 200 μm
3. Tuyau de drainage du percolat
4. Lit de graviers (DN 6/14 mm)
5. Tamis de nylon de maille de 1 mm
6. Couvercle
7. Tuyau d'apport des eaux usées
8. Équipements de mesure

Les cotations sont exprimées en centimètres.

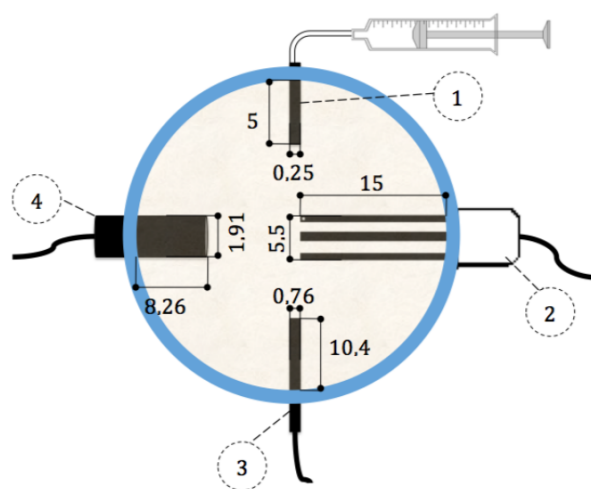


FIGURE 4.3 – Coupe radiale d'une colonne au niveau de l'insertion des équipements de mesure. [Phalempin, 2018]

Légende :

1. Échantillonneur de la solution du sol
2. Sonde de teneur en eau
3. Sonde de température
4. Sonde tensiométrique

Les cotations sont exprimées en centimètres.

4.1.4 Historique des régimes d'alimentation en eaux usées et des apparitions de fla- quage

Le tableau 4.4 synthétise les périodes d'alimentation des colonnes en eaux usées³, les périodes de drainage et le tableau 4.5 est un historique des apparitions des débordements des colonnes.

TABLE 4.4 – Fréquence, heure et durée d'application de la charge hydraulique sur les colonnes

Du	Au	Charge hydraulique appliquée [cm/jour]	Heure d'application
Jour 0 (03/01/2017)	Jour 127 (10/05/17)	4,2	9h30 et 17h30
Jour 127 (10/05/17)	Jour 156 (08/06/17)	Test infiltration, période de drainage	
Jour 15 (08/06/17)	Jour 183 (07/07/17)	2,2	9h00
Jour 189 (11/07/17)	Jour 272 (02/10/17)	2,1	8h55
Jour 272 (02/10/17)	Jour 282 (12/10/17)	Test infiltration, période de drainage	
Jour 282 (12/10/17)	Jour 353 (22/12/17)	2,1	8h55
Jour 353 (22/12/17)	Jour 371 (09/01/18)	Arrêt de l'alimentation, aucune donnée récoltée	
Jour 371 (09/01/18)	Jour 381 (19/01/18)	2,1	8h55
Jour 381 (19/01/18)	Jour 387 (25/01/18)	Période de drainage	
Jour 387 (25/01/18)	Jour 521 (08/06/18)	1,9	8h55
Jour 521 (08/06/18)	Jour 619 (14/09/18)	Période de drainage	
Jour 619 (14/09/18)	Jour 620 (15/09/18)	1,9	8h55
Jour 620 (15/09/18)	Jour 629 (24/09/18)	Période de drainage	
Jour 629 (24/09/18)	Jour 636 (01/10/18)	1,9	8h55
Jour 636 (01/10/18)	Jour 709 (13/12/18)	Période de drainage	
Jour 709 (13/12/18)	Jour 720 (24/12/18)	1,9	8h55
Jour 720 (24/12/18)	Jour 729 (02/01/19)	Période de drainage	
Jour 729 (02/01/19)	Jour 1165 (16/03/20)	≈ 2,1	9h00
Jour 1053 (22/11/19)	Jour 1055 (25/11/19)	Aucune donnée récoltée, entretien des TDR	
Jour 1165 (16/03/20)	Indéterminé	Fin de l'alimentation en eau usée	

3. Avant le 22/02/17, les eaux usées utilisées étaient prélevées dans une cuve où l'effluent d'un urinoir se mélange avec l'effluent de la fosse septique. Par la suite, pour obtenir un ration N/DBO plus représentatif d'un EH, les eaux usées ont été prélevées directement dans la fosse septique.

TABLE 4.5 – Historique des flaquages et débordements des colonnes

Temps d'expérience	Observation / intervention
Jour 80 24/03/17	Débordements des colonnes S14 et S17
Jour 87 31/03/17	Débordements des colonnes C10 et C8
Jour 98 11/04/17	Débordement de la colonne C7
Jour 106 19/04/17	Débordement de la colonne C9
Jour 111 24/04/17	Débordement de la colonne S18
Jour 114 27/04/17	Débordement de la colonne C11
Jour 125 08/05/17	Fin du flaquage de la colonne S18
Jour 217 08/08/17	Griffage de la colonne S17
Jour 422 01/03/18	Débordement de la colonne S17
Jour 1165 16/03/20	Les colonnes C7, C9, C10, C11 et S17 continuent de déborder (plus d'observation après le 16/03/2020)

Afin de faciliter l'analyse, 3 périodes ont été définies :

- Période 1 : Du 03/01/17 au 10/05/2017, début de l'alimentation quotidienne ;
- Période 2 : Du 08/06/2017 au 02/10/17 reprise de l'alimentation après un mois de drainage ;
- Période 3 : Du 02/01/19 au 05/02/20 reprise de l'alimentation après près de 200 jours de drainage.

Les périodes de drainages et les brèves périodes d'alimentation ne sont pas prises en compte dans ces périodes ce qui explique qu'elles ne soient pas contiguës dans le temps.

Ces périodes auront de l'importance pour la compréhension de la section résultat.

4.2 Méthode d'évaluation de l'évolution du fonctionnement du système EPUSOL sur une période de 3 ans

4.2.1 Suivi de l'hydraulique de l'eau dans les sols

Sur les 12 colonnes restantes, 9 sont équipées des appareils indiqués sur la figure 4.3 permettant une prise de mesure automatique de la température, de la succion matricielle et de la teneur en eau. Il s'agit des colonnes M1, M3, M5 de Michamps, C7, C9, C11 de Corroy-le-Grand et S13, S15, S17 de Saint-Léger. L'instrumentation (Fig. 4.3) se trouve à 5, 20, 35 et 60 cm de la surface du sol comme présenté sur la figure 4.2.

Le système CR1000 de Campbell *Scientific*[®] enregistre les données récoltées par les sondes mesurant la température, la succion matricielle et la teneur en eau. La résolution de prise de mesure des capteurs TDR était 20 minutes, pour la période du 3/1/17 au 1/5/19, et horaire à partir du 2/5/19. La diminution de la résolution temporelle à partir du 2/5/19 permet de réduire l'usure des capteurs TDR.

Lors de la maintenance des TDR et de l'ajustement de la fréquence des prises de mesures, entre le 23/4/2019 à 13h et le 02/5/2019 à 15h, aucune donnée n'a été récoltée.

4.2.1.1 Mesure de la température

Les sondes L107 de Campbell Scientific[®] mesurent la résistance dont la valeur diminue lorsque la température augmente donnant la température grâce à l'équation 8 pour les 9 colonnes équipées. Notez que seulement 3 colonnes sont équipées de sondes L107 aux 4 profondeurs (C9, M3 et S15). Les 6 autres sont équipées d'une seule sonde à 5 cm de profondeur. La température est calculée par l'équation Steinhart-Hart :

$$T_s = \frac{1}{8,271111.10^{-4} + 2,088020.10^{-4} \ln(R_s) + 8,0592.10^{-8} (\ln(R_s))^3} - 273,15 \quad (8)$$

Où: T_s = Température du sol [°C];

R_s = Résistance électrique mesurée par la sonde CTN [Ohms];

4.2.1.2 Mesure de la succion matricielle

Les tensiomètres Watermark 253L de Campbell Scientific[®] mesurent la résistance électrique dans la bougie céramique poreuse, dont le contenu en eau est en contact avec l'eau interstitielle du sol et s'adapte à la succion matricielle (Eq. 9)

$$h = \frac{R_s}{0,01306(1,062(34,21 - T_s + 0,01060T_s^2) - R_s)} .10,19 \quad (9)$$

Où: h = succion matricielle [cm];

R_s = Résistance [Ohms];

T_s = Température du sol [°C].

4.2.1.3 Mesure de la teneur en eau

La teneur en eau est mesurée par Time domain Reflectometry (TDR). Le capteur est composé d'un chronomètre, d'un émetteur, d'un récepteur et d'un voltmètre. Cet outil se base sur le principe de réflectométrie. En connaissant le temps que prend une onde électromagnétique pour traverser la ligne de transmission il est possible de déterminer la permittivité diélectrique du sol. L'équation de Topp *et al.* (Eq. 10) permet de lier la constante diélectrique déterminée par la sonde TDR à la teneur en eau volumétrique.

$$\theta = -5,3 \cdot 10^{-2} + 2,92 \cdot 10^{-2} \cdot \epsilon - 5,5 \cdot 10^{-4} \cdot \epsilon^2 - 4,31 \cdot 10^{-6} \cdot \epsilon^3 \quad (10)$$

Où: θ = teneur en eau [m^3_{eau}/m^3_{sol}];

ϵ = Permittivité diélectrique du milieu par rapport à la permittivité diélectrique du vide [-]

La permittivité du sol reflète la capacité du milieu à se polariser. Un sol argileux ou enrichi en matière organique va avoir tendance à limiter les mouvements des molécules d'eau, limitant ainsi la polarisation [Delmelle and Agnan, 2020]. Les molécules d'eau absorbées auront une permittivité diélectrique plus faible que les molécules d'eau libres.

4.2.1.4 Mesure des volumes d'eau usée ajoutés aux colonnes

Afin de connaître précisément le volume d'eau entrant dans les colonnes, une bouteille de 1,5 l équipée d'un crochet métallique a été installée au dessus de chacune des 12 colonnes (Fig. 4.4). Les bouteilles sont pesées vides avant la bâchée et pleines juste après puis le contenu des bouteilles est versé dans les colonnes.



FIGURE 4.4 – Installation permettant la mesure du volume d'eau entrant dans chacune des colonnes.

Le volume est déduit en multipliant la masse mesurée (Eq. 11) par la masse volumique de l'eau.

$$V_{in} = (M_f - M_i) \cdot \rho_{eau} \quad (11)$$

Où: V_{in} = Volume d'eau apporté à une colonne [ml];

M_f = Masse d'eau contenue par la bouteille après la bâchée [g];

M_i = Masse initiale de la bouteille [g];

ρ_{eau} = Masse volumique de l'eau ($1 \text{ g}/\text{cm}^3$).

4.2.1.5 *Mesure des volumes ayant débordé des colonnes à la suite de la bâchée*

Les bidons de récupération du trop-plein (Fig.4.1) sont pesés à vide puis pesés remplis. La différence de masse multipliée par la masse volumique de l'eau donne le volume d'eau récupéré par le trop-plein.

4.2.1.6 *Mesure des volumes sortis des colonnes*

Pour mesurer les volumes percolés à travers les colonnes, deux méthodes ont été utilisées. La première consistait à suivre l'évolution de la quantité d'eau à la sortie du système grâce à l'évolution de la masse mesurée par une balance. Ces mesures ont été réalisées en 3 jours (une journée de mesure par groupe de 4 colonnes). Une mesure a été faite toutes les 30 secondes pendant la demi-heure suivant la bâchée puis de moins en moins fréquemment au cours de la journée. Étant chronophages, ces mesures ont par la suite été automatisées en installant des pluviomètres sous les colonnes récupérant les percolats constituant ainsi la seconde méthode. À nouveau, disposant de 4 pluviomètres, la prise de mesure a été faite en plusieurs périodes reprises dans le tableau 4.6.

TABLE 4.6 – Dates de mesures du volume de sortie d'eau des colonnes par les pluviomètres

Colonnes équipées	Date début mesure	Date fin mesure
C7 - C9 - C11 - C12	10/12/19	17/12/19
M1 - M3 - M4 - M5	02/12/19	09/12/19
S15 - S17 - S18	07/01/20	14/01/20
S13	14/01/2020	05/02/20

Les pluviomètres ont été sélectionnés puis calibrés en fonction des débits de sorties de sorte que l'auget du pluviomètre ait le temps de basculer et revenir en position. Les pluviomètres sont connectés à un datalogger (CR1000 de Campbell *Scientific*®) récoltant le nombre de basculements d'auget par minute. En connaissant le volume représentant un auget (Tab. 4.7) il est possible de déterminer le volume sorti de la colonne par minute.

TABLE 4.7 – Calibration des pluviomètres

Pluviomètre	Volume auget [ml]
1	2,376
2	3,763
3	4,252
4	3,777

4.2.1.7 Bilan hydrique

Deux méthodes d'estimation de la variation du stock d'eau dans les colonne sont utilisées. La première consiste à calculer la différence entre ce qui entre dans la colonne et ce qui en sort chaque jour avec l'équation 12. La deuxième est une méthode de détermination des stocks d'eau sur base des teneurs en eau déterminées grâce aux capteurs TDR, pondérées par l'épaisseur de la zone de sol attribuée à chacune de ces sondes. La somme des variations de stock sur le long terme tend vers zéro si le bilan hydrique est respecté.

$$\Delta S = V_{net} - V_{out} = V_{in} - V_{deb} - V_{out} \quad (12)$$

Où: ΔS = Variation de stock entre 2 bâchées ;

V_{out} = Volume sorti de la colonne entre 2 bâchées ;

V_{net} = Volume réellement entré dans la colonne entre 2 bâchées ;

V_{in} = Volume apporté par la bâchée au sommet de la colonne ;

V_{deb} = Volume débordé par le trop-plein suite à la bâchée.

Les limites de la zone d'influence d'un TDR sont fixées à la moitié de la distance entre le TDR et le TDR voisin comme représenté sur la figure 4.5. L'épaisseur de la zone d'influence du TDR est multipliée par la teneur en eau mesurée dans cette zone. La somme des résultats obtenus pour chaque TDR selon l'équation 13 donne une approximation du stock d'eau dans la colonne et se calcule comme suite :

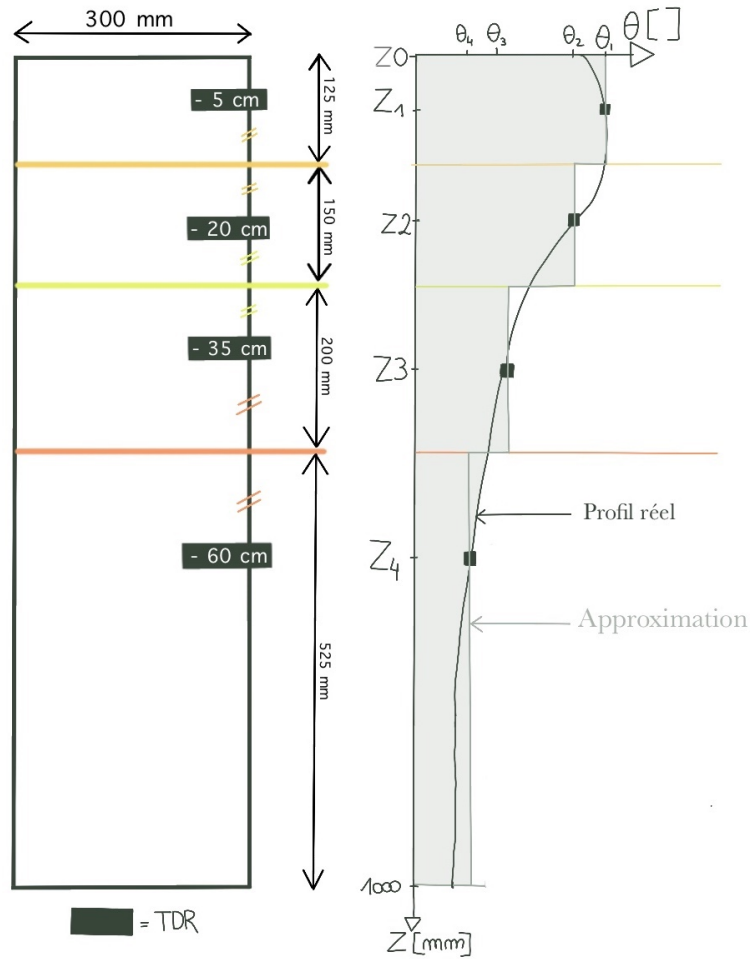


FIGURE 4.5 – Schéma de la position des TDR, limites des zones d'influence des TDR. Exemple de profil hydrique réel possible et approximation du profil hydrique.

$$S = \theta_1 \cdot \left(Z_1 + \frac{Z_2 - Z_1}{2} \right) + \left[\sum_{i=2}^{n-1} \theta_i \cdot \left(\frac{Z_i - Z_{i-1}}{2} + \frac{Z_{i+1} - Z_i}{2} \right) \right] + \theta_n \cdot \left(\frac{Z_n - Z_{n-1}}{2} + Z_{tot} - Z_n \right) \quad (13)$$

Où: S = Approximation du stock d'eau dans la colonne [mm];

i = Chiffre associé à un TDR;

n = Nombre total de TDR;

Z_i = Fait référence à la profondeur du TDR_i [mm];

Z_{tot} = Profondeur totale du profil étudié [mm];

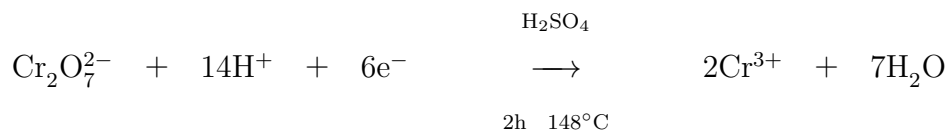
θ = Teneur en eau mesurée par le TDR_i [m^3_{eau}/m^3_{sol}].

4.2.2 Suivi de la qualité des eaux

Afin de quantifier l'efficacité épuratoire du système et d'assurer un suivi, des analyses chimiques des eaux à l'entrée et à la sortie des colonnes sont régulièrement réalisées.

4.2.2.1 Mesure de la DCO

La DCO est quantifiée en mesurant la concentration des ions Cr^{3+} produits par la consommation de dichromate du potassium en milieu acide sulfurique concentré selon la réaction ci-dessous, au moyen d'un spectrophotomètre (Spectroquant PHARO 300) qui est calibré pour convertir le résultat en $\text{mg}_{\text{DCO}}/\text{l}$.



4.2.2.2 Mesure de la DBO

La DBO5 est un indicateur de la qualité de l'eau. Ce paramètre, exprimé en $\text{mg}_{\text{O}_2}/\text{l}$, donne la quantité d'oxygène nécessaire aux bactéries aérobies pour oxyder la matière organique biodégradable présente dans les eaux analysées en 5 jours. La DBO est quantifiée en mesurant la consommation d'oxygène à 20 °C, à l'obscurité et sans nitrification pendant 5 jours (norme ISO 5815) par l'oxydation par voie biologique des matières organiques présentes dans l'eau.

La méthode de mesure de DBO par titrage de l'oxygène dissous initial et final a été utilisée. Cette méthode se base sur l'évolution de la quantité d'oxygène présente dans l'eau mesurée comme le prévoit la norme belge NBN 390 (Annexe H) c'est à dire dans un récipient fermé et de volume connu complètement rempli (sans espace de tête) d'eau à analyser diluée par une eau si possible exempte de DBO. La DBO de cette eau de dilution ("blanc") est également mesurée. La différence entre la quantité d'oxygène dissous présente mesurée par titrage dans les échantillons le jour 5 et le jour 0, détermine la quantité d'oxygène consommée par l'activité biologique. Plus de détails concernant la méthode est disponible en annexe H.

La DBO brute est calculée en faisant la différence entre l' O_2 dissous moyen du jour 5 et l' O_2 dissous moyen du jour 0. Pour que la valeur obtenue par titrage soit valable, la valeur obtenue de la consommation en oxygène doit être comprise entre 33 et 66 % de la quantité d'oxygène présente initialement. Cette contrainte couplée au peu d'oxygène disponible (oxygène dissous) oblige à choisir une dilution adaptée à la concentration de DBO présente dans l'échantillon. Ce choix de dilution est complexe car la DCO est la seule donnée accessible pour estimer l'ordre de grandeur et le maximum théorique de cette DBO.

4.2.3 Méthodes de traitement des données

4.2.3.1 *Importation des données*

Un script a été créé dans le but de récupérer et d'assembler l'ensemble des données ayant été enregistrées sur le multiplexeur de manière automatisée. Les étapes d'importation des données sont détaillées dans l'annexe A.

4.2.3.2 *Description des bases de données et de leurs problèmes*

Trois bases de données sources sont disponibles mesurées sur toute la durée de l'expérience.

- La base de données initiale de la température comporte 79506 valeurs par sonde.
- La résistance électrique mesurée par les sondes tensiométriques comporte 79503 valeurs par sonde.
- La base de données initiale de la teneur en eau comporte 4 504 212 données au total soit 125117 données par sonde (9 colonnes instrumentées et 4 profondeurs par colonne).

La succion matricielle est ensuite mesurée à partir de la résistance électrique selon l'équation 9 et est corrigée par la température. Avant d'appliquer cette équation aux données, il faut importer la base de données de la température préalablement filtrée et celle des résistances puis s'assurer que les matrices soient de même taille. Les colonnes n'étant pas toutes équipées de sonde de température en profondeur, seules les températures et résistances électriques mesurées à la profondeur -5 cm des 9 colonnes équipées sont étudiées. La base de données obtenue pour la succion matricielle comporte donc autant de valeurs que la base de données de température soit 79 503 valeurs par sonde.

La base de données initiale de la teneur est composée de mesures obtenues toutes les 20 minutes avant le 02/05/2018 puis toutes les 60 minutes. Afin de pouvoir comparer les résultats entre eux, les données ont été moyennées par heure sur l'ensemble de la durée de l'expérience (27 079 valeurs/sonde).

Deux niveaux de fréquence de données de teneur en eau sont nécessaires :

- Données horaires : Un premier niveau sur base horaire permettant l'analyse de l'impact de la dynamique des bâchées sur les profils de teneur en eau au cours de la journée.
- Données journalières : Un deuxième niveau sur base journalière est exploité pour avoir une vue d'ensemble sur l'évolution de la teneur en eau et pour déterminer la variation de stock d'eau dans les colonnes. Cette base de données journalière est obtenue en moyennant les données horaires sur 24 h (de 9h à 9h le lendemain) réduisant ainsi la matrice à 1 197 mesures pour chacune des 36 sondes.

Deux observations importantes ressortent de la première analyse des 4 bases de données obtenues (température, succion matricielle, teneur en eau "journalière" et teneur en eau "horaire") :

- Certaines valeurs sont largement supérieures ou inférieures aux valeurs attendues pour ce paramètre ;
- D'autres données sont dans la bonne gamme de valeur mais s'écartent du signal utile.

Différentes méthodes de filtrage doivent donc être appliquées aux données.

4.2.3.3 Méthodes de filtrage des données

3 méthodes de filtrage sont utilisées pour nettoyer les données et les rendre exploitables :

- Méthode "seuil"

Toute valeur dépassant le ou les seuils est supprimée.

- Méthode "différence"

Les données s'écartant trop du signal sont supprimées. La valeur analysée est comparée à la valeur précédente, si la différence entre les 2 valeurs est plus grande que la valeur seuil fixée, elle est comparée à la valeur suivante. Si la différence est à nouveau trop importante, cette valeur est considérée comme aberrante et remplacée par un NaN dans la base de données filtrée (1. Fig. 4.6) si cette différence est cette fois plus petite que le seuil, la donnée est gardée (2. Fig. 4.6). Cette deuxième option a toute son importance lorsque la colonne est en période de drainage. Sans cette option, l'entièreté des données suivant une période de drainage auraient été supprimées par la méthode.

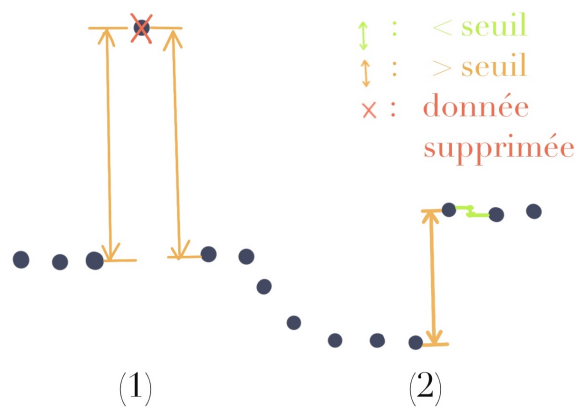


FIGURE 4.6 – Fonctionnement de la méthode "différence"

Pour appliquer cette méthode de différence absolue, le seuil est fixé par tâtonnement. Les données ne sont pas remplacées par des valeurs obtenues par un modèle, seules les données aberrantes sont supprimées. Une analyse de sensibilité permet de sélectionner le seuil permettant de supprimer le plus de données aberrantes (bruit), sans impacter le signal dominant et sans supprimer une trop grande partie des données.

- Méthode "filtfilt"

La fonction `scipy.signal.filtfilt` de python est un filtre linéaire, appliqué 2 fois au signal, une fois d'avant en arrière puis une fois d'arrière en avant permettant l'obtention d'un signal corrigé avec un retard de phase nul. Le filtre "filtfilt" permet également de minimiser les perturbations des premières valeurs en ajustant les conditions initiales afin qu'elles correspondent à la composante alternative et continue du signal, c'est-à-dire la totalité du signal [Stackoverflow, 2005]. Il s'agit d'un filtre passe-bas permettant le filtrage du bruit, un lissage des données et une extraction de la valeur moyenne du signal (signal utile) [Frédéric Legrand, 2014]. La méthode "filtfilt" est appliquée aux données une fois qu'elles ont été filtrées par les méthodes "seuil" et "différence". Le vecteur de coefficients du numérateur du filtre `filtfilt` et le vecteur de coefficients du dénominateur de ce filtre sont déterminés par un filtre basse fréquence Butterworth d'ordre "d" et de fréquence

de coupure normalisée "e" [Stackoverflow, 2011; Github, 2011; ElectronicsTutorials, 2018]. Où "d" est toujours un entier. Plus cet ordre est grand, plus la coupure sera nette au niveau de la fréquence de coupure normalisée. Et où "e" est la fréquence de coupure normalisée, elle définit la bande passante et est déterminée comme suite [Stackexchange, 2018] :

$$e = \frac{f_c}{f_s/2} \quad (14)$$

Où: e = Fréquence de coupure normalisée ;

f_c = Fréquence de coupure du filtre (Maximum la moitié de la fréquence d'échantillonnage) ;

f_s = Fréquence du signal.

La valeur de e varie entre 0 et 1 où 1 est la moitié de la fréquence d'échantillonnage du signal. Si le signal a une fréquence d'échantillonnage de 24 mesures/jour et que la fréquence de coupure du filtre choisie est de 12 mesures/jour, alors, $e = 1$ [stackoverflow, 2012]. Plus la fréquence d'échantillonnage diminue, plus e diminue.

Plusieurs scénarios ont été considérés avec différents paramètres d et e . Les signaux interpolés par `filtfilt` peuvent être comparés avec les valeurs observées et donc un test statistique χ^2 peut être réalisé sur les différents signaux obtenus par la méthode "filtfilt" .

Cette analyse statistique permet de mettre en évidence la validité des valeurs obtenues et de comparer les signaux filtrés entre eux. D'après Ringuest [1986], la preuve la plus concluante de la validité d'un filtrage est fournie par l'analyse du degré de similitude entre les données simulées et les données observées. Le test χ^2 donne une p-valeur (degré de signification) permettant de dire si les résultats obtenus par l'interpolation ne sont pas significativement conformes aux valeurs observées. Si la p-valeur obtenue est inférieure à 0,05, les résultats obtenus ne sont pas conformes aux valeurs observées. Par contre, si elle est supérieure à 0,05, le test ne permet pas d'affirmer qu'elles soient toujours conformes.

4.2.3.4 Détermination des seuils

Pour le filtrage de la température et la succion matricielle, sont appliquées les méthodes "seuil" et la méthode "différence". Les valeurs limites utilisées pour le filtrage par la méthode seuil sont déterminés graphiquement. Pour la méthode "différence", les valeurs limites sont fixées au cas par cas en fonction des données analysées. Une étude de sensibilité est réalisée afin de sélectionner le paramètre jugé le plus pertinent.

Concernant le filtrage des données de teneur en eau, le procédé est un peu plus complexe et décomposé comme suit :

1. Détermination du filtre de la méthode seuil appliqué à l'ensemble des données de teneur en eau. Les seuils pour la méthode seuil sont déterminés comme suit : Les valeurs de teneur en eau étant toujours comprises entre 0 et 1, toute valeur dépassant ces limites est automatiquement supprimée. Ensuite, la teneur en eau mesurée dans le sol ne peut pas être supérieure à la teneur en eau à saturation (Quantité d'eau pour laquelle la totalité des pores du sol est occupée par l'eau [Mermoud, 2006]).

3 méthodes de détermination de la teneur en eau à saturation sont comparées pour chaque type de sol. Méthode 1 : Teneur en eau à saturation max (avec écart-type n=3) déterminé à partir des courbes de rétention en eau des sols disponible dans le rapport de Phalempin [2018].

$$— \theta_{SM\text{terrain}} = 0.47 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (profondeur -10 cm)}$$

$$— \theta_{SC\text{terrain}} = 0.41 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (profondeur -35 cm)}$$

$$— \theta_{SS\text{terrain}} = 0.40 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (profondeur -50 cm)}$$

Méthode 2 : Teneur en eau à saturation calculé avec la fonction pédotransfert de Weynants sur base des données de la base de donnée Aardewerk (calculs effectués par Phalempin [2018]).

$$— \theta_{SM\text{aardewerk}} = 0.485 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (entre 0 et 100 cm)}$$

$$— \theta_{SC\text{aardewerk}} = 0.451 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (entre 0 et 70 cm)}$$

$$— \theta_{SS\text{aardewerk}} = 0.438 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (entre 0 et 100 cm)}$$

Méthode 3 : Teneur en eau à saturation calculé avec la fonction pédotransfert de Weynants sur base des densités apparentes et teneur en argile mesurées en laboratoire sur les échantillons prélevés sur le terrain par Phalempin [2018].

$$\theta_S = 0,6355 + 0,0013.[\%Argile] - 0,1631.\rho_b \quad (15)$$

Où: ρ_b = Densité apparente [g/cm^3] repris dans le rapport de Phalempin [2018] ;
 $[\% Argile]$ = Fraction pondérale d'argile repris dans les tableaux 4.1, 4.2 et 4.3 ;

$$— \theta_{SM\text{Weynants}} = 0.452 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (entre 0 et 100 cm)}$$

$$— \theta_{SC\text{Weynants}} = 0.396 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (entre 0 et 70 cm)}$$

$$— \theta_{SS\text{Weynants}} = 0.404 m_{eau}^3/m_{sol}^3 \text{ (entre 0 et 100 cm)}$$

La valeur la plus élevée obtenue entre les 3 méthodes est choisie comme seuil afin de ne pas supprimer de valeurs potentiellement indicatives. Les teneurs en eau à saturation les plus élevées pour les trois sites d'extractions correspondent aux θ_S déterminés par la méthode 2.

2. Les données de teneur en eau journalières sont ensuite filtrées par la méthode "différence". La sélection du seuil pour cette méthode se fait par une analyse de sensibilité et est détaillée dans la section résultats 5.1. La méthode "filtfilt" est ensuite appliquée aux données.
3. La méthode "différence" ne s'applique pas aux données de teneur en eau horaire car l'amplitude des pics varie pour chaque sonde et cette amplitude évolue au cours de l'expérience. Définir un seuil spécifique variant au cours du temps pour chaque sonde n'étant pas une solution, 2 alternatives ont été développées en fonction de l'utilisation de cette base de donnée :

Première alternative pour l'observation des profils de teneur en eau sur une journée :

Des profils types ont été réalisés dans le but de diminuer l'impact des erreurs de mesures n'ayant pas pu être supprimées par la méthode seuil sur les données. Il s'agit de profils horaires

quotidiens, moyennés sur 3 jours et réalisés pour toute la durée de l'expérience. En d'autres mots, toutes les mesures prises à une même heure pendant 3 jours sont moyennées afin d'obtenir 24 valeurs représentatives de ces 3 jours.

Deuxième alternative dans le but de déterminer la variation d'amplitude des pics de teneur en eau au cours du temps :

La différence entre θ_{max} et θ_{min} est d'abord calculée pour chaque jour lors des périodes d'alimentation à partir des données horaire filtrée uniquement par la méthode des seuils. Dans le cas où les variations obtenues présentent du bruit perturbant l'exploitation des données, la méthode seuil est à nouveau appliquée aux données.

5 Résultats

5.1 Mise au point du prétraitement des données

5.1.1 Sélection des seuils pour le filtrage des données de température

Les températures mesurées dans les colonnes oscillent entre 5 et 35 °C. Les valeurs dépassant ces seuils sont considérées comme aberrantes et sont supprimées⁴ par la méthode "seuil". Lors de l'application de ces seuils, 2774 données des valeurs de température récoltées à la profondeur 35 cm de la colonne M3 et 283 données pour S15 profondeur 5 cm sont supprimées. Seules ces 2 sondes sont caractérisées par du bruit. La méthode différence est donc appliquée pour essayer de filtrer ces 2 colonnes. Différents seuils ont été appliqués sur les données de température afin de déterminer lequel est le plus approprié grâce à une analyse de sensibilité pour chacune de ces sondes. Les seuils 5, 4, 3 et 0,5 °C pour la colonne M3 et les seuils 2 et 0,5 °C pour S15 sont illustrés sur la figure 5.1. Cette figure est une superposition dans l'ordre des légendes de couleur. Les données brutes sont en bleu foncé. Les données restantes suite à l'application de la méthode "seuil" sont en bleu ciel. Les différents scénarios envisagés selon les seuils pour la méthode "différence" sont ensuite représentés avec, en jaune, le filtrage le plus strict. Cette figure reprend d'abord les températures pour la sonde - 35 cm de la colonne M3 puis la sonde -10 cm de la colonne S15.

Le tableau 5.1 reprend, pour chaque seuil, le nombre de données de température qui seraient supprimées en cas d'application de ce seuil pour la méthode "différence".

4. Lorsque les termes supprimés et effacés sont utilisés en parlant de filtrage, ils signifient supprimés de la base de données exploitée et en aucun cas supprimés des bases de données sources.

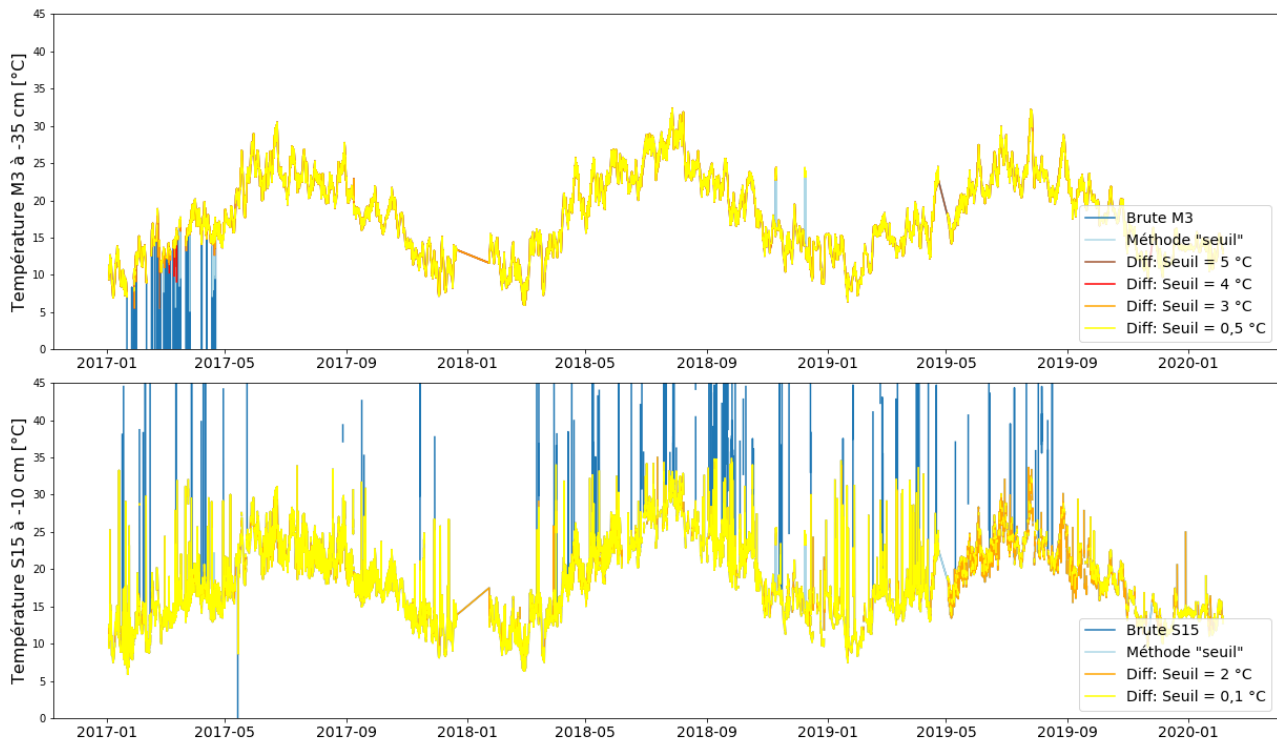


FIGURE 5.1 – Effet de la suppression des valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes M3 à 35 cm de profondeur et S15 à 5 cm de profondeur. Plusieurs scénarios avec différents seuils pour la méthode "différence" sont illustrés.

TABLE 5.1 – Récapitulatif du nombre de données écartées pour les colonnes S15 et M3 sur les 79506 valeurs de la base de données de la température pour chaque seuil considéré. Ces nombres de données écartées sont à additionner aux 2774 données pour la colonne M3 et 283 données pour la colonne S15 supprimées lors de l'application de la méthode "seuil".

Seuil	0,1	0,2	0,3	0,5	1	2	3	4	5	10
Nombre de données écartées pour M3 à -35 cm	8408	1708	772	538	484	446	430	420	414	104
Nombre de données écartées pour S15 à -5 cm	28728	9436	5462	3414	2194	1348	990	852	778	242

Suite à l'analyse de sensibilité, le seuil est fixé arbitrairement à 3 °C, pour la colonne M3 (en orange sur la figure 5.1) car cette valeur permet de supprimer du bruit sans supprimer de valeurs importantes du signal. Le tracé orange est pratiquement invisible sur le graphe car quasi parfaitement identique au tracé jaune pour beaucoup moins de données de signal utile perdues. Autrement dit, le tracé orange apparaît uniquement dans les zones où les valeurs ont été supprimées par le seuil 0,5. Les seuils plus petits que 3 °C ne suppriment donc pas de bruit supplémentaire (seuil 0,5 °C sur la figure 5.1 pour M3 à - 35 cm).

La méthode "différence" n'est pas appliquée aux valeurs de température à 5 cm de profondeur de la colonne S15. En effet le bruit restant après l'application de la méthode "seuil" n'est pas supprimé par la méthode "différence" même pour des seuils très faibles (p. ex. : le scénario avec le seuil 0,1 °C sur la figure 5.1 pour S15 à - 5 cm). Or, la perte de données au niveau du signal utile commence à se voir (particulièrement à partir de mai 2019). Diminuer le seuil a des valeurs inférieures à 0,1 °C

pour réduire le bruit persistant n'est pas envisageable car cela impliquerait de trop grandes pertes de valeurs pour le signal utile, comme cela peut se voir à partir des données de mai 2019 (figure 5.1 pour S15 à - 5 cm) . Seule la méthode "seuil" est donc appliquée à ces données.

5.1.2 Sélection des seuils pour le filtrage des données de succion matricielle

La visualisation des données de succion matricielle pour l'ensemble des colonnes, permet de fixer la valeur seuil pour la méthode "seuil" car en général, le signal principal de la succion matricielle ne dépasse jamais 50 cm sauf pour la colonne S15. Les points dépassant cette valeur sont supprimés par la méthode "seuil". Lors de cette étape, 112 valeurs sont éliminées pour la colonne S15. Seules les données de cette colonne présentent du bruit et sont donc filtrées par la méthode différence.

La figure 5.2 reprend les résultats bruts, les résultats après le filtrage par la méthode "seuil" et les résultats après le filtrage par la méthode "différence" pour différents seuils (3, 2 et 1 cm) pour la colonne S15 à 5 cm de profondeur. Les suppressions de données en fonction des seuils considérés pour la méthode "différence" sont reprises dans le tableau 5.2.

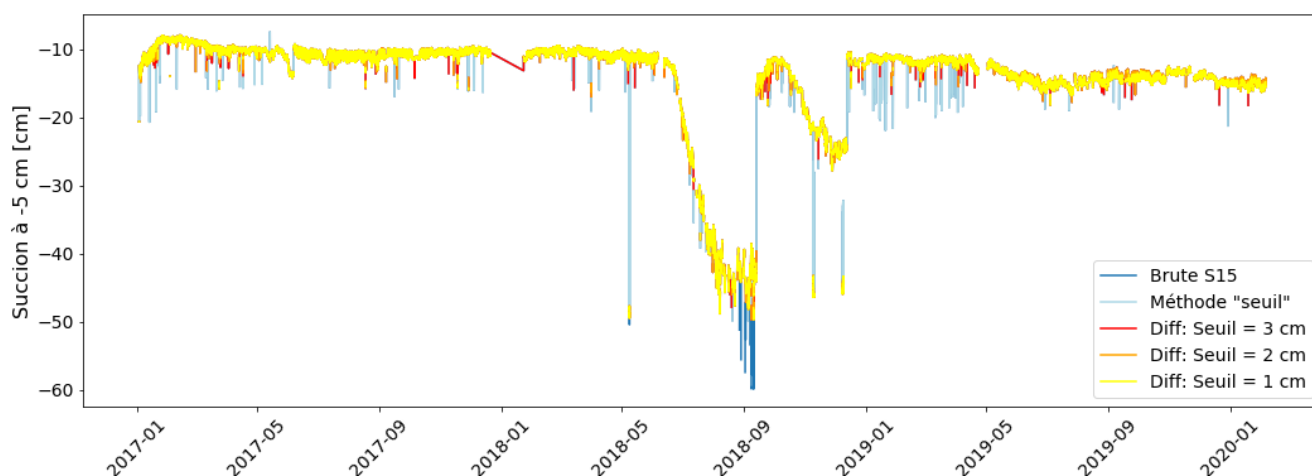


FIGURE 5.2 – Effet de la suppression des valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour la colonne S15 à 5 cm de profondeur. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.

TABLE 5.2 – Récapitulatif du nombre de données écartées sur les 79 503 valeurs de la base de données de la succion matricielle pour la colonne S15. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont considérés. Ces nombres de données écartées sont à additionner aux 112 valeurs éliminées par la méthode "seuil".

Seuil	0,1	0,2	0,5	1	2	3	4	5	10
Nombre de données écartées pour S15 à -5 cm	71604	28161	14139	8541	5355	4491	3960	3528	2151

Le seuil est fixé arbitrairement à 1 cm (en jaune sur la figure 5.1) suite à l'analyse de sensibilité tentant de diminuer le bruit constaté sur la figure 5.1 tout en minimisant le nombre de données supprimées reprises dans le tableau 5.1.

5.1.3 Filtrage des données de teneur en eau et sélection des seuils

Pour le filtrage de la teneur en eau par la méthode "seuil", les valeurs négatives et les valeurs supérieures à 0,485, 0,451 et 0,438 respectivement pour les colonnes de Michamps, Corroy-Le-Grand et de Saint-Léger, sont supprimées pour l'ensemble des données de teneur en eau.

La méthode appliquée ensuite diverge selon les résultats attendus :

— Données horaires de teneur en eau :

L'évolution de la variation infra journalière calculée est analysée graphiquement. Les résultats obtenus pour Michamps et Saint-Léger ne nécessitent pas de filtrage supplémentaire. Concernant les colonnes de Corroy-le-Grand, la méthode "seuil" est appliquée afin de rendre plus intelligibles les résultats obtenus. Les seuils ont été fixés sur base de l'analyse de la figure B.1 de l'annexe B à 0,02 pour C7 , à 0,2 pour C9 et à 0,18 pour C11.

— Données journalières de teneur en eau :

Les figures 5.3, 5.4 et 5.5 reprennent les résultats bruts des données journalières, le résultat après le filtrage par la méthode "seuil" et les résultats après le filtrage par la méthode "différence" pour différents seuils (0,03, 0,02, 0,01 et 0,005 m_{eau}^3/m_{sol}^3) et ce pour l'ensemble des colonnes à toutes les profondeurs. Le nombre de données écartées en fonction des seuils considérés pour la méthode "différence" ainsi que le nombre de données supprimées lors du filtrage par la méthode "seuil" sont repris dans le tableau 5.3.

Suite à l'analyse de sensibilité réalisée sur les figures 5.3, 5.4 et 5.5 et le tableau 5.3, le seuil pour la méthode "différence" est arbitrairement fixé à 0,005 m_{eau}^3/m_{sol}^3 (en jaune sur les figures 5.3, 5.4 et 5.5).

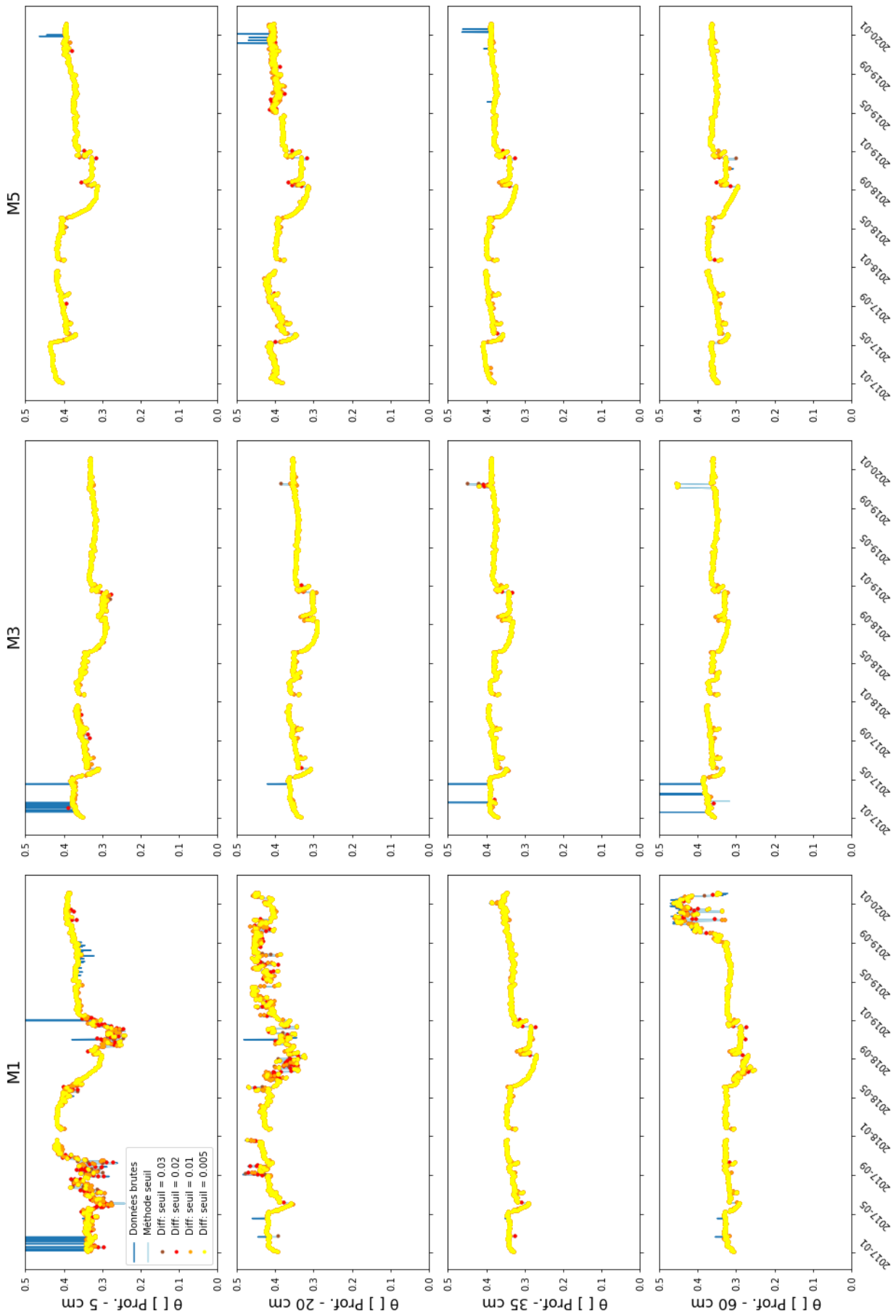


FIGURE 5.3 – Effet de la suppression valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes de Michamps. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.

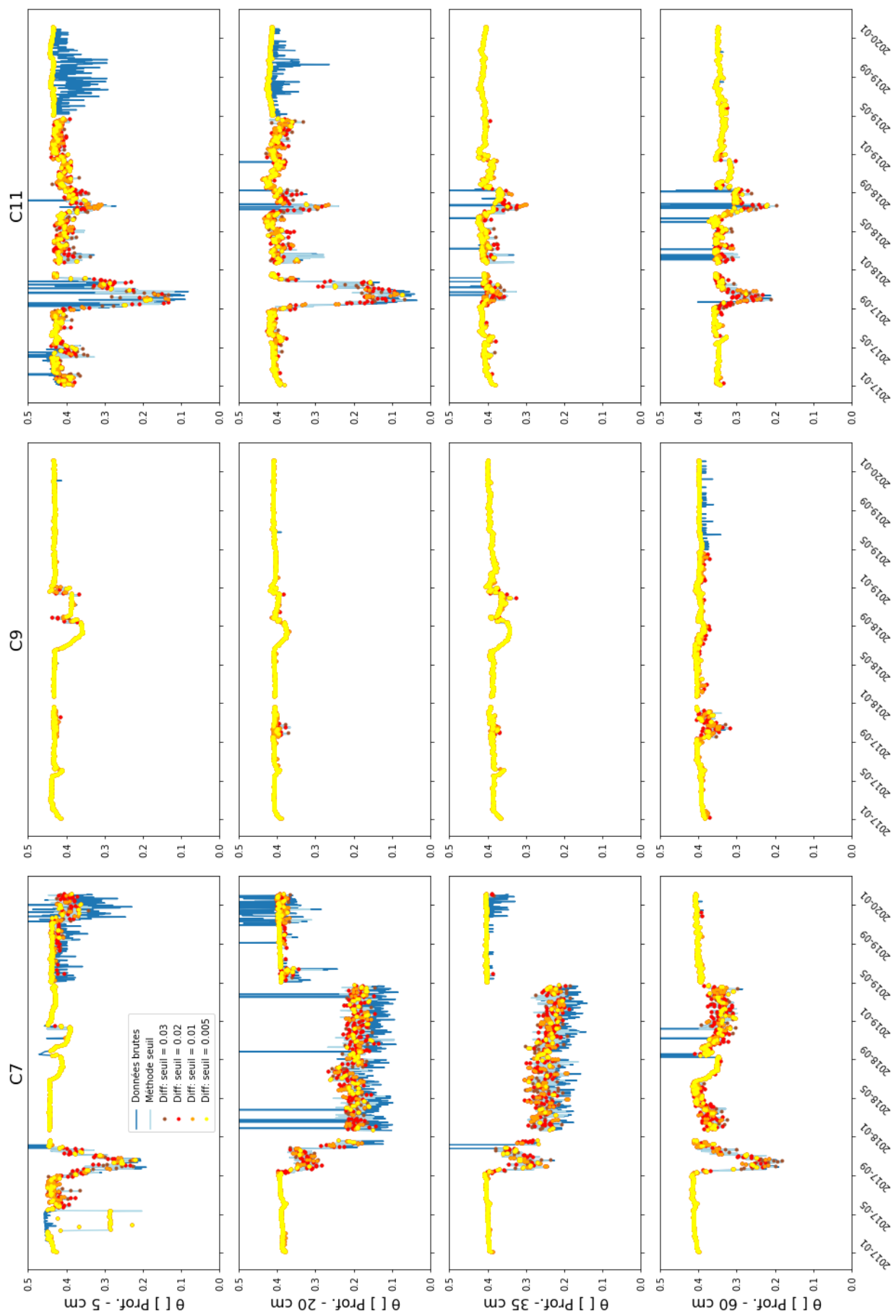


FIGURE 5.4 – Effet de la suppression valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes de Corroy. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.

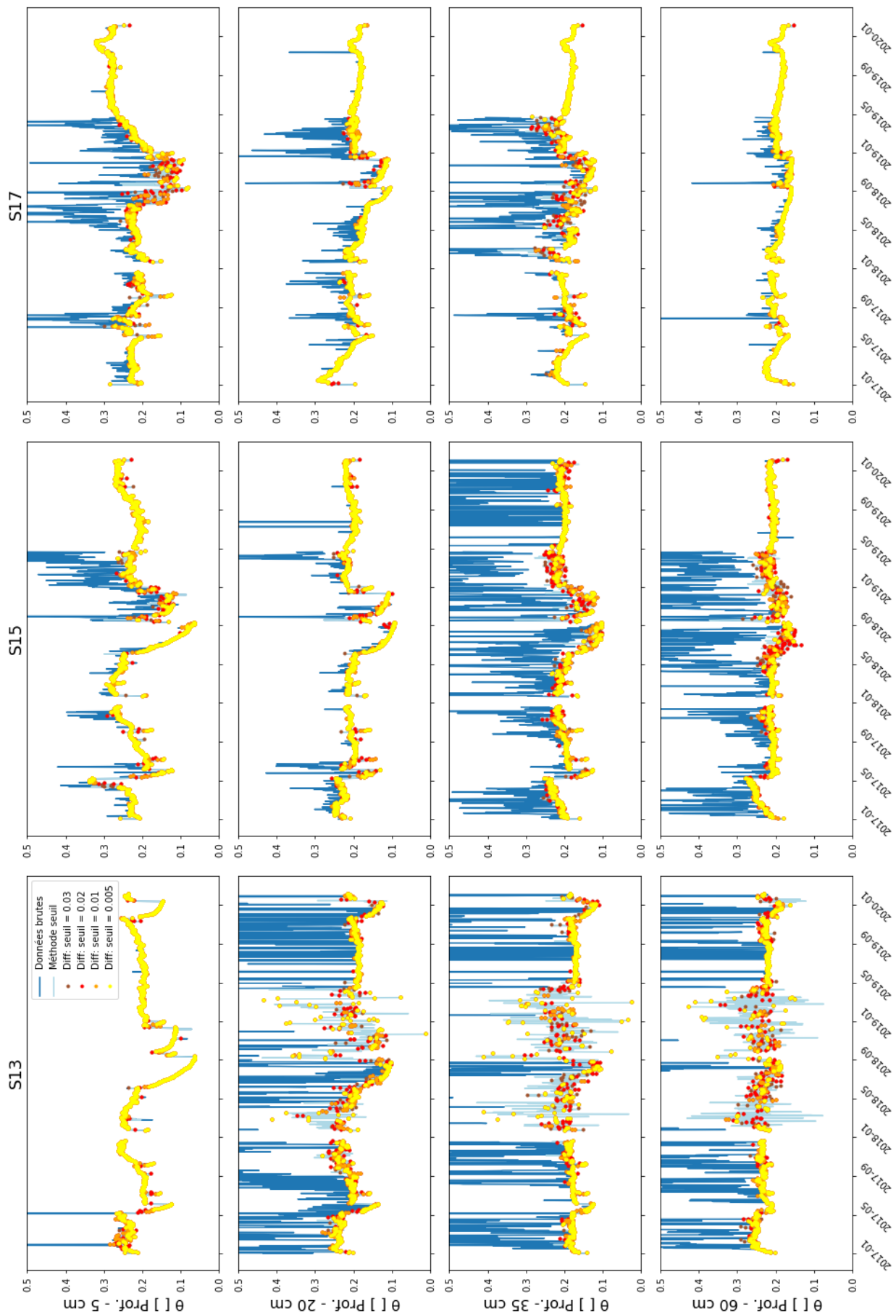


FIGURE 5.5 – Effet de la suppression valeurs aberrantes par la méthode "seuil" et par la méthode "différence" pour les colonnes de Saint-Léger. Plusieurs scénarios avec différents seuils sont illustrés.

TABLE 5.3 – Récapitulatif du nombre de données écartées sur les 1197 valeurs de la base de données de la teneur en eau avec les méthodes "seuil" et avec la méthode "différence" pour les différents seuils. Les pertes par différence sont à additionner aux pertes par la méthode "seuil"

Col.	Prof. [cm]	Nombre de données écartées par la méthode "seuil"	Données supprimées par seuil sélectionné pour la méthode "différence"			
			Seuils			
			0,03	0,02	0,01	0,005
M1	-5	15	18	39	127	292
	-20	0	4	18	78	223
	-35	0	0	1	11	39
	-60	0	4	11	40	116
M3	-5	20	0	2	11	59
	-20	0	1	3	11	43
	-35	2	1	4	14	33
	-60	56	2	2	4	25
M5	-5	4	4	5	15	36
	-20	2	7	9	34	125
	-35	0	8	10	23	50
	-60	0	2	4	15	33
C7	-5	120	66	114	216	302
	-20	43	147	220	430	555
	-35	34	116	199	415	525
	-60	12	32	71	210	336
C9	-5	30	2	5	15	46
	-20	0	8	24	44	88
	-35	0	2	3	16	47
	-60	0	5	8	105	236
C11	-5	41	92	211	423	633
	-20	6	54	123	287	492
	-35	42	13	27	72	178
	-60	16	19	44	112	197
S13	-5	3	5	12	60	132
	-20	662	62	77	98	117
	-35	662	47	54	73	97
	-60	708	35	39	54	84
S15	-5	23	96	143	235	346
	-20	9	63	101	191	284
	-35	271	185	249	359	447
	-60	195	123	179	258	341
S17	-5	25	122	208	358	483
	-20	3	106	112	241	311
	-35	42	117	175	272	374
	-60	1	24	25	107	168

La méthode "filtfilt" a alors été appliquée à l'ensemble des valeurs de teneur en eau journalière à toutes les profondeurs. Pour les instances pour lesquelles des observations sont disponibles, "filtfilt" va interpoler ces valeurs selon les paramètres introduits dans le filtre. Pour cette méthode de filtrage, puisque les données ne sont pas supprimées mais ajustées pour s'aligner au signal dominant, les données interpolées peuvent être comparées avec les valeurs observées et donc un test statistique χ^2 peut être calculé. Le filtre filtfilt a été appliqué plusieurs fois aux données à chaque fois avec différents paramètres d et e. Les figures illustrant ces différents scénarios sont disponibles en annexe C ainsi que les résultats des tests statistiques (χ^2 et p-valeur).

Les p-valeurs obtenues pour l'ensemble des scénarios sont proches de 1 ce qui indique que dans pratiquement 100 % des cas, l'hypothèse disant que le scénario est conforme aux valeurs observées est rejetée à tort, on ne peut donc pas affirmer que les valeurs obtenues ne sont pas conformes aux valeurs observées.

Suivant cette logique, le scénario qui représente le mieux le signal **et** qui a la p-valeur la plus grande est retenu.

Le scénario ayant la p-valeur la plus grande (paramètres d=8 et e=0,1) n'est pas retenu car en observant le modèle sur les figures C.3, C.2 et C.4), ce modèle oscille sans suivre l'évolution attendue de la teneur en eau. Il ne représente donc pas au mieux le signal. Finalement, parmi les p-valeurs les plus grandes observées ce sont donc les paramètres d = 1 et e = 0,015 qui sont retenus.

5.2 Évolution des caractéristiques des colonnes entre le 3/01/2017 et le 05/02/20

5.2.1 Suivi de l'hydraulique des colonnes de sols alimentées en eaux usées

5.2.1.1 Évolution de la teneur en eau et de la succion matricielle à 5 cm sous la surface des colonnes

L'évolution des teneurs en eau et de la succion matricielle perçues à 5 cm de profondeur par les sondes TDR et tensiométriques depuis le début de l'expérience, sont présentées respectivement sur la figure 5.6 et la figure 5.7. Un récapitulatif détaillé des teneurs en eau moyennes pour chaque profondeur lors des 3 principales périodes d'alimentation sont disponibles en annexe D.

Les valeurs de teneur en eau et de succion diminuent lors des périodes de drainage (p. ex. entre juin 2018 et janvier 2019).

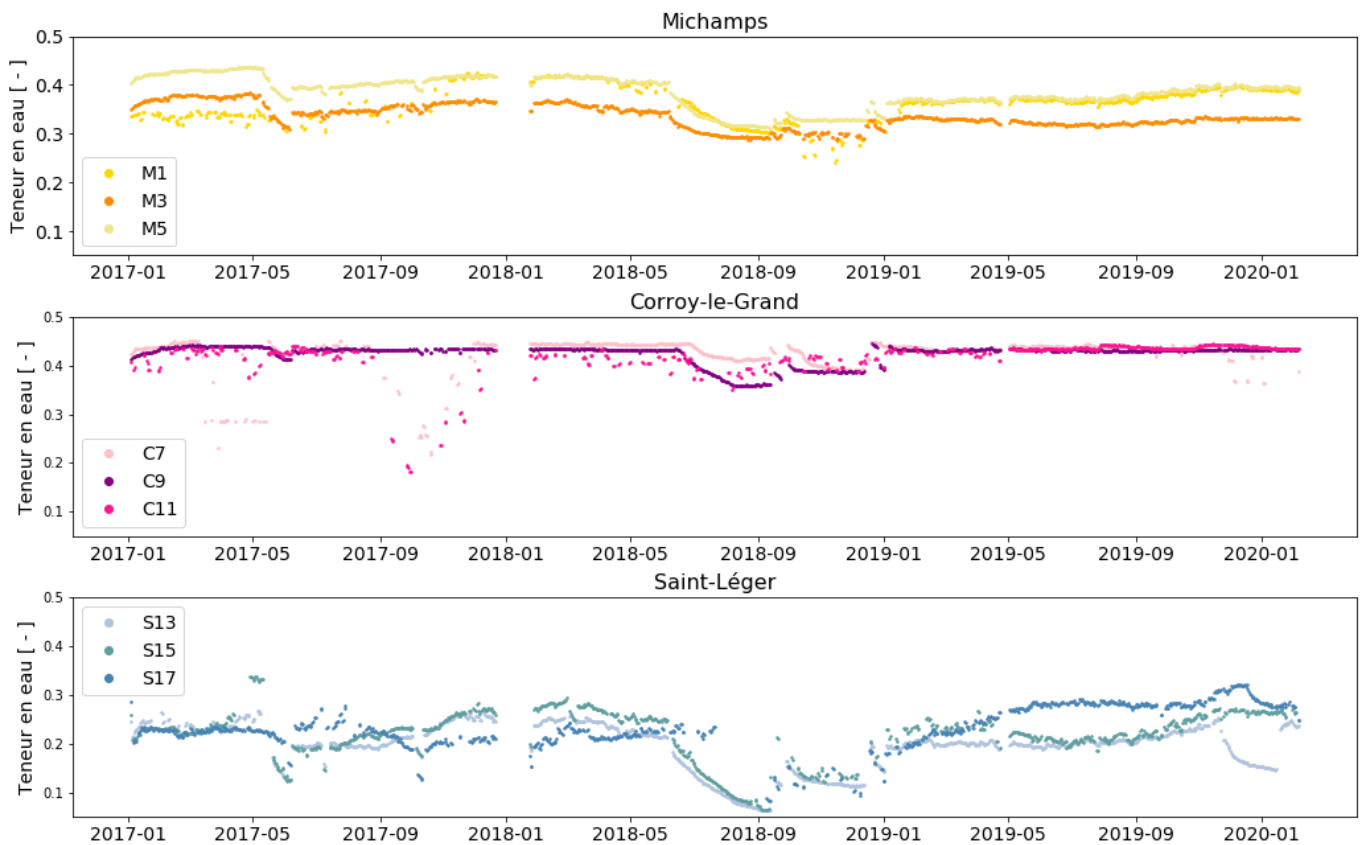


FIGURE 5.6 – Évolution de la teneur en eau à 5 cm de profondeur entre le 03/01/2017 et le 05/02/2020

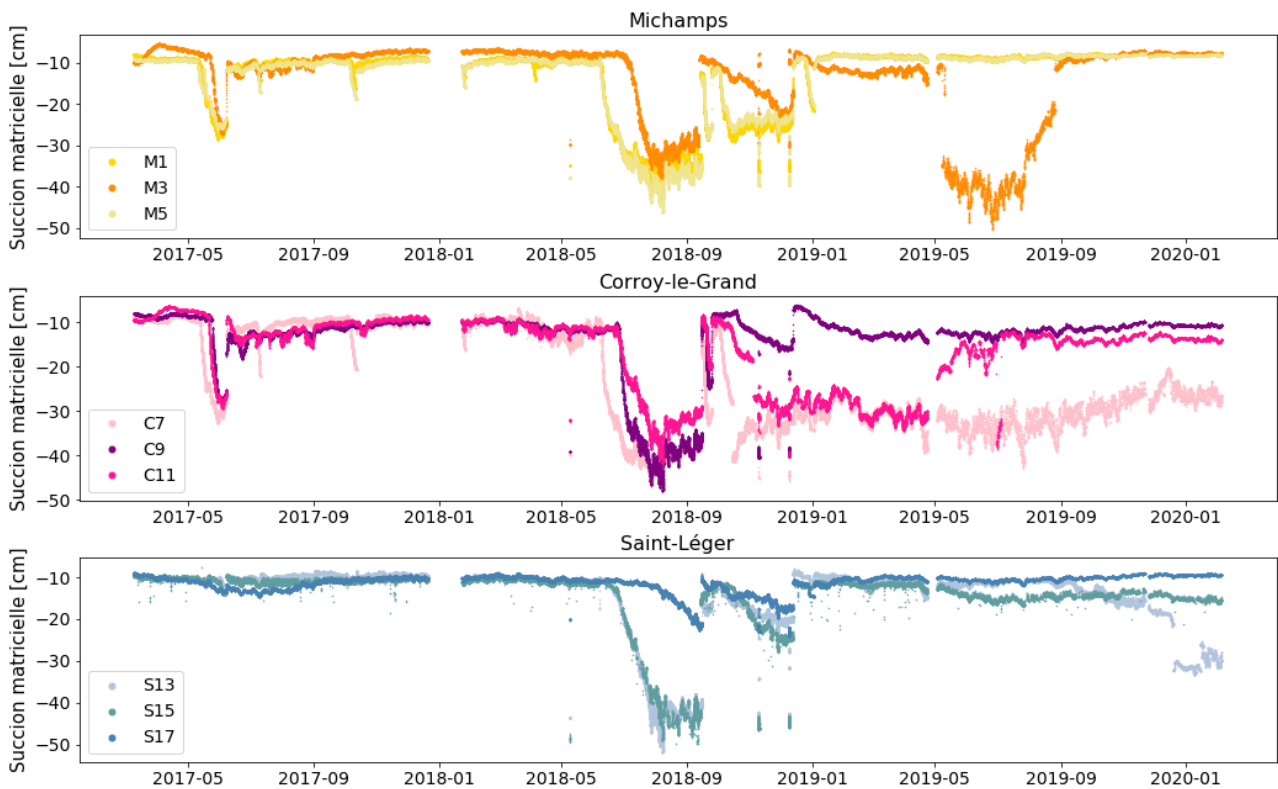


FIGURE 5.7 – Évolution de la succion matricielle perçue par les tensiomètres à 5 cm de profondeur depuis le début de l'expérience (du 03/01/2017 au 05/02/2020)

Ces figures et tableaux mettent en évidence une certaine stabilité de l'évolution de la teneur en eau et de la succion matricielle lors des périodes d'alimentation.

La figure 5.8 illustre l'évolution de la succion matricielle à 5 cm de profondeur pour l'ensemble des colonnes instrumentées lors de la plus longue période de drainage (octobre à décembre 2018, entre la période 2 et 3).

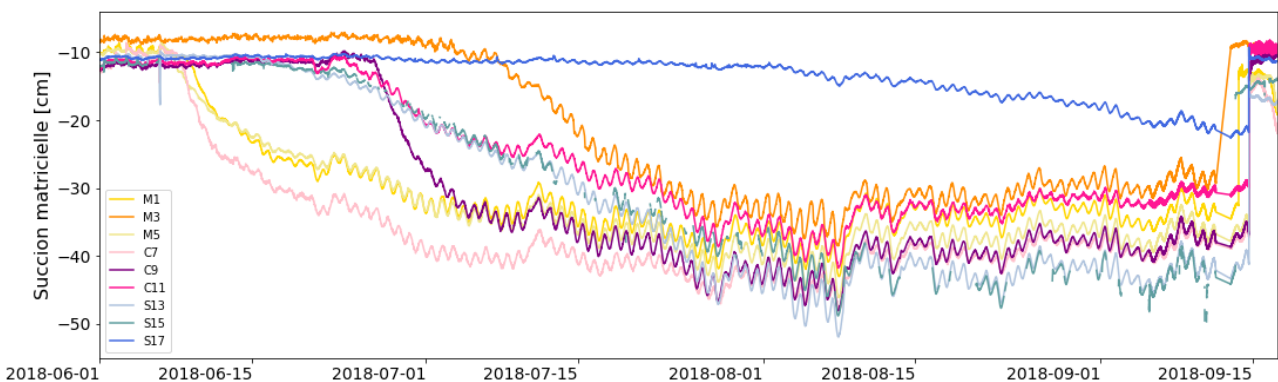


FIGURE 5.8 – Évolution de la succion matricielle perçue par les tensiomètres à 5 cm de profondeur lors de la première période de drainage

Les réponses à l'arrêt de l'alimentation pour les colonnes M3 (non-colmatée) et C7 (colmatée) sont interpellantes et seront développées dans les discussions.

5.2.1.2 Évolution de la cinétique de percolation et calcul des stocks d'eau

L'évolution de la cinétique de percolation à travers chaque colonne a été mesurée à l'aide d'une balance toutes les 30 secondes au début de l'expérience, juste après la bâchée (temps zéro), puis de moins en moins fréquemment au cours de la journée. Les volumes mesurés cumulés obtenus sont illustrés sur la figure 5.9.

Dans un second temps, afin d'automatiser cette mesure, des pluviomètres ont été installés mesurant le volume d'eau sortant de la colonne par minute. La figure 5.10 présente les résultats obtenus suite à la conversion des données en volumes cumulés selon la méthode décrite dans la section 4.2.1.6. Le temps zéro de ces 2 figures correspond au moment où la bâchée a été appliquée aux colonnes.

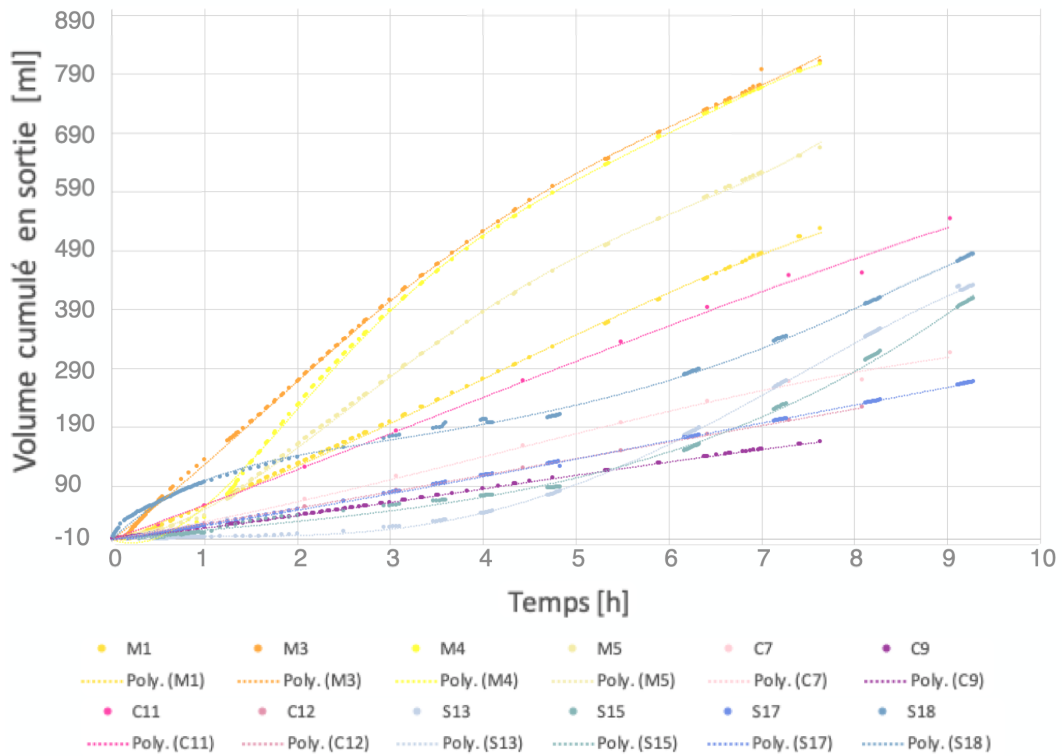


FIGURE 5.9 – Évolution du volume sortant des colonnes en fonction du temps mesuré avec des balances le 19/11/2019 pour les colonnes de Saint-Léger, le 21/11/2019 pour celles de Corroy-le-Grand et le 22/11/2019 pour celles de Michamps.

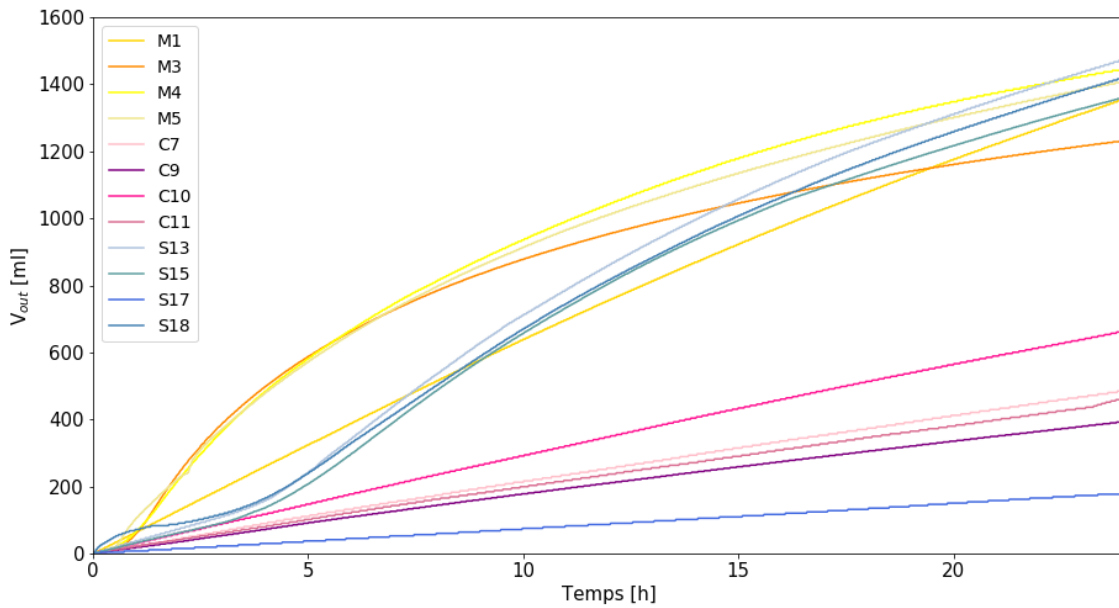


FIGURE 5.10 – Évolution du volume cumulé sorti des colonnes en fonction du temps mesuré avec des pluviomètres. Les mesures ont été faites le 10/12/19 pour les colonnes de Corroy-le-Grand, le 02/12/19 pour celles de Michamps, le 07/01/2020 pour les colonnes S15, S17 et S18 et le 14/01/2020 pour la colonne S13.

Trois tendances sont observées sur ces deux figure :

- Une réponse linéaire des colonnes colmatées
- Une réponse sigmoïdale des colonnes de Saint-Léger non colmatées
- Une réponse logarithmique des colonnes de Michamps (à l'exception de M1).

Aucune des 4 colonnes de Michamps ne déborde pourtant la colonne M1 réagit linéairement.

Les volumes ajoutés pour chaque colonne par bâchée ont été mesurés à l'aide du dispositif de bouteilles installé au sommet des colonnes (Fig. 4.4). Les volumes débordés ont quant à eux été mesurés en pesant le bidon de trop-plein avant et après l'ajout d'eau dans le système. Le volume d'entrée représenté sur le graphe 5.11 est le volume net, il s'agit de la différence entre le volume moyen apporté par la bâchée et le volume moyen débordé.

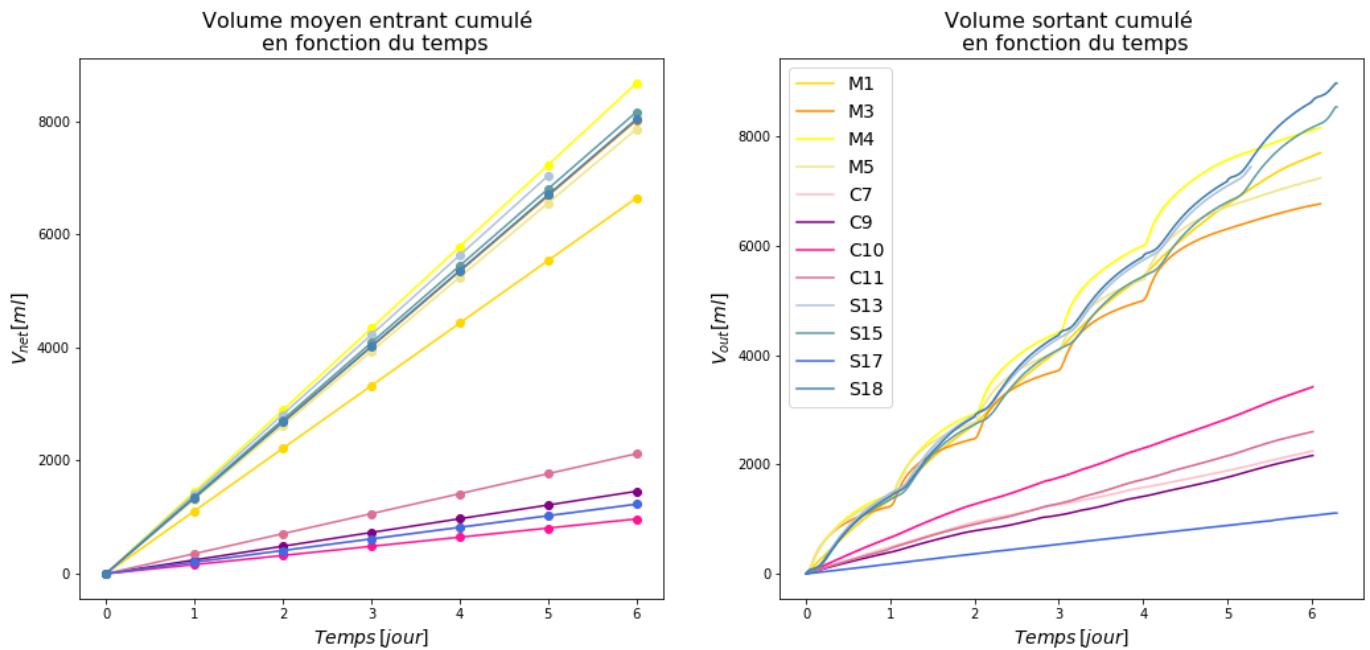


FIGURE 5.11 – Évolution du volume volume d'eau utilisée entrée dans chaque colonne et volume de percolat sorti des colonnes en fonction du temps. Les mesures ont été faites aux dates mentionnées dans le tableau 4.6.

Le stock d'eau retenue dans les colonnes est ensuite estimé d'abord avec la formule 12 ensuite par la méthode d'approximation selon l'équation 13. Les mesures des volumes sortants des colonnes n'ayant pas été réalisées les mêmes jours que les volumes entrants et débordants, seule une estimation du stock moyen est réalisée avec cette première méthode (Annexe E). L'estimation du stock, la variation moyenne du stock et la somme des variations de stock des 3 dernières années obtenu par la méthode d'approximation sont synthétisés dans le tableau 5.4 et illustré par la figure 5.12. Il en ressort que la somme des variations des stocks sur les trois dernières années et pratiquement nul.

TABLE 5.4 – Récapitulatif des moyennes du stock d'eau par colonne mesuré par la méthode d'approximation (Eq. 13), moyenne et somme des variations de ces stocks pour chaque colonne de sol pendant 3 ans.

Colonne	M1	M3	M5	C7	C9	C11	S13	S15	S17
Stock moyen [mm]	345,9	356,6	367,4	358,7	399,1	367,0	264,2	252,2	205,0
Erreur type moyenne [mm]	29,2	17,7	20,5	46,9	7,9	27,3	41,2	50,6	23,9
Moyenne des variations de stock [mm]	0,0209	0,0029	0,0083	-0,0145	0,0170	0,0092	0,0065	0,0046	-0,0017
Erreur type moyenne [mm]	0,0849	0,0683	0,0580	0,0707	0,0471	0,1035	0,2753	0,2974	0,1110
Somme des variations de stock pendant 3 ans [mm]	23,5	3,2	9,3	-16,4	19,1	10,3	7,3	5,2	-1,9

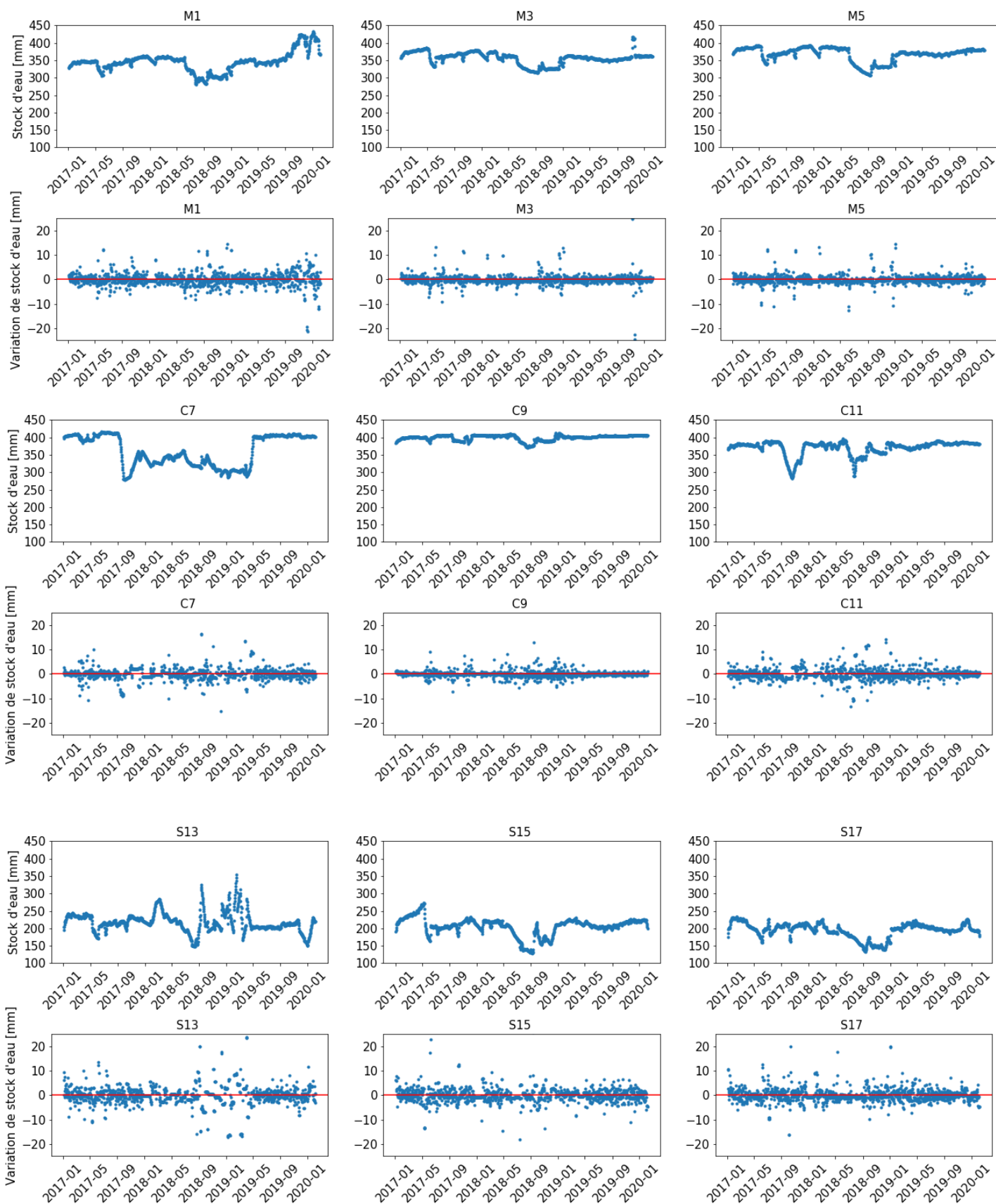


FIGURE 5.12 – Représentation du stock estimé par la méthode d'approximation (Eq. 13) et de la variation de ce stock en fonction du temps. La moyenne de la variation du stock est représentée par la ligne rouge.

5.2.2 Suivi de la qualité des eaux

Les DCO et les DBO mesurées le 2/10/19 afin de caractériser la charge organique ont été ajoutées aux données récoltées depuis le 03/01/2017. L'ensemble de ces mesures est illustré sur les figures 5.13, 5.14 et 5.15. La méthode titrage a principalement été utilisée pour caractériser les EFS (eaux usées apportées) et les DBO des percolats des colonnes. Lors de la dernière mesure (le 2/10/19), la DBO a été mesurée de trois manière différentes. Par titrage, par la méthode manométrique (Annexe I) et par la méthode machine, méthode automatisée de la DBO en cours de développement (Annexe J).

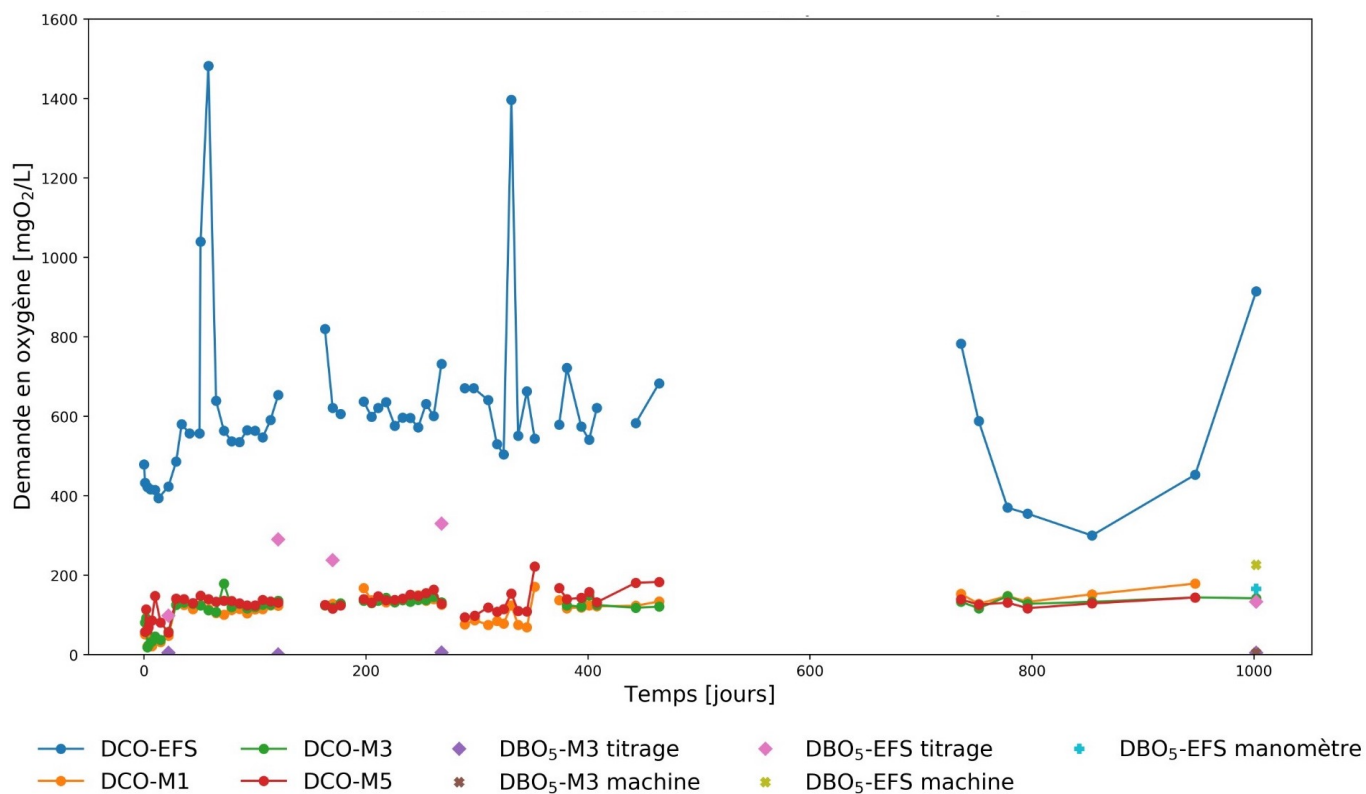


FIGURE 5.13 – Mesures de la DBO et de la DCO dans les colonnes de Michamps depuis le 3/01/18 au 02/10/19

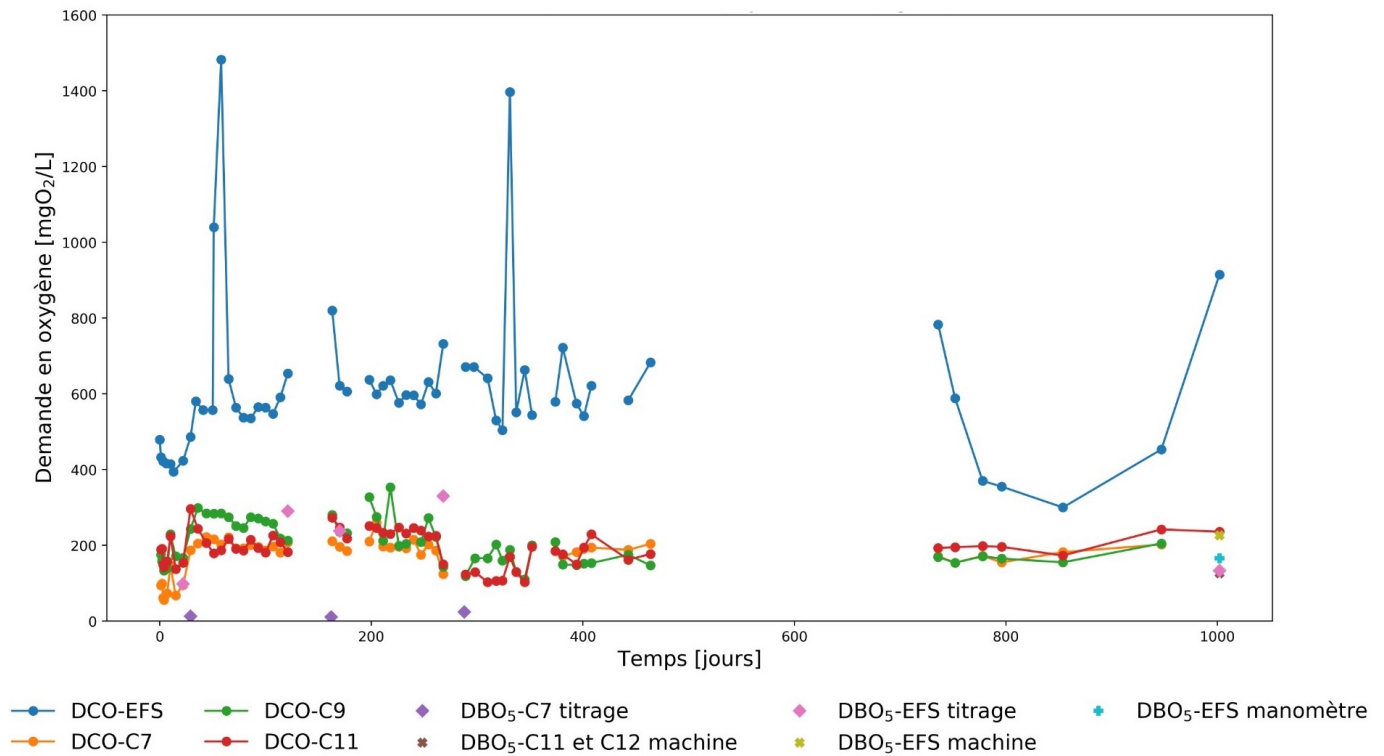


FIGURE 5.14 – Mesures de la DBO et de la DCO dans les colonnes de Corroy-le-Grand depuis le 3/01/18 au 02/10/19

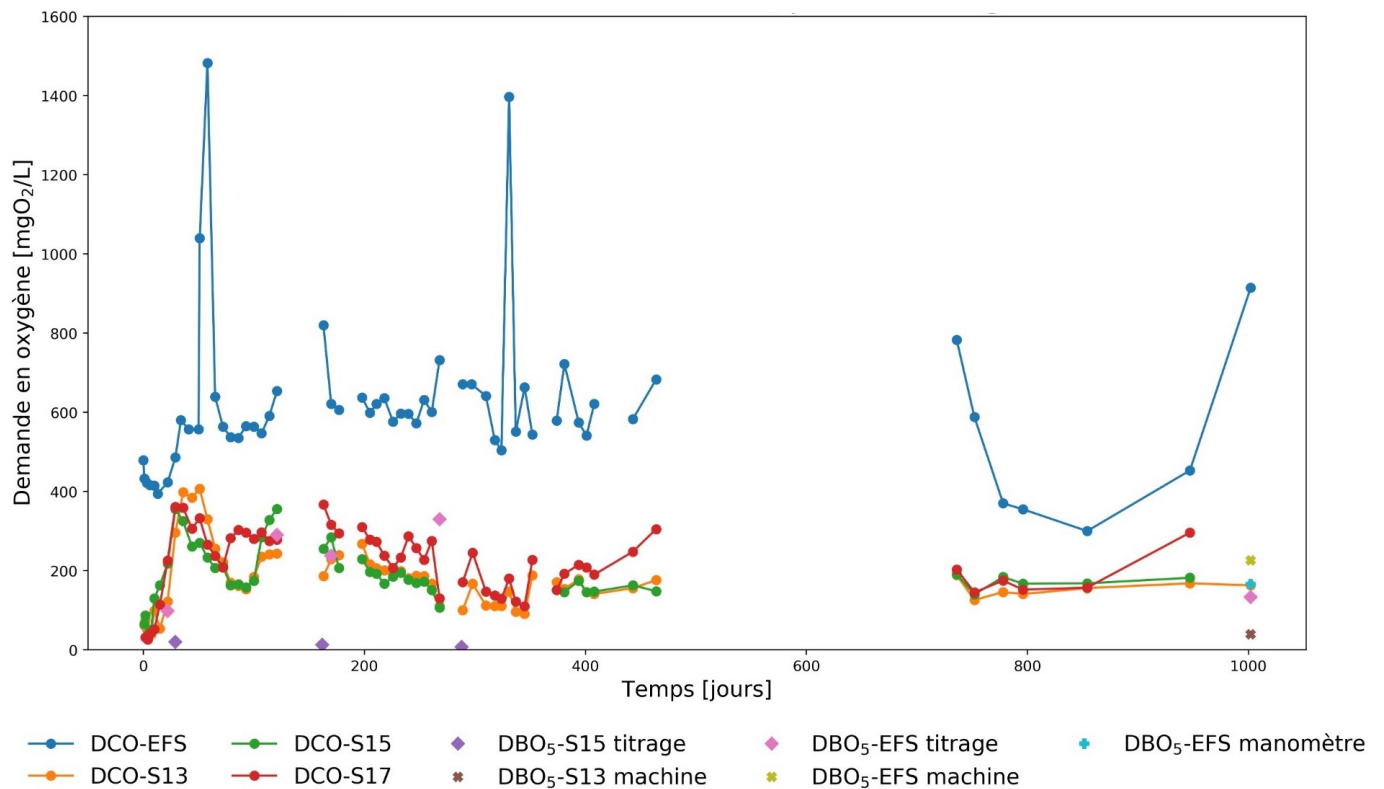


FIGURE 5.15 – Mesures de la DBO et de la DCO dans les colonnes de Saint-Léger depuis le 03/01/18 au 02/10/19

Afin d'évaluer l'évolution de la DBO et de la DCO, 2 périodes ont été définies. Une première du jour 0 (03/01/17) au jour 400 (28/09/2017) et une deuxième du jour 400 au jour 1000 (30/09/2019). L'abattement moyen de la DCO et de la DBO5 par période est présenté dans le tableau 5.5.

TABLE 5.5 – DCO des eaux usées et DCO de sortie des eaux filtrées moyennées sur les 400 premiers jours d'expérience et sur la période allant du jour 400 au jour 1000 ainsi que les taux d'abatte-ments associés.

	Période [jours]	DCO moy. [mgO ₂ /l]	Taux d'abattement DCO [%]	DBO ₅ moy. [mgO ₂ /l]	Taux d'abattement DBO [%]	DBO/DCO
EFS	0 - 400	623		234		0,38
	400-1000	563		175		0,31
Percolats de Michamps	0 - 400	115	81,6	3,7	98,4	0,03
	400-1000	138	75,5	4,6	97,3	0,03
Percolats de Corroy-l.-G.	0 - 400	192	69,1	15,9	93,2	0,08
	400-1000	184	67,4	126,0	28,0	0,68
Percolats de St.-Léger	0 - 400	193	69,1	13,3	94,3	0,07
	400-1000	175	68,8	38,9	78,8	0,22

Les DCO moyennes des eaux de sorties et les taux d'abattement de la DCO des colonnes semblent stables, tout comme la DBO₅ et le taux d'abattement de la DBO pour les colonnes de Michamps. L'augmentation de la DBO₅ dans les percolats de Corroy-le-Grand et de Saint-Léger menant à une chute du taux d'abattement est interpellante ce qui fera l'objet d'une discussion.

Cette augmentation de la DBO₅ provoque également une augmentation du ratio DBO₅/DCO (indice de biodégradabilité) pour ces deux types de sols.

5.2.3 Suivi de la température

La figure 5.16 illustre l'évolution de la température pour la colonne M1. La température évolue entre 5 °C et 35 °C en suivant les variations saisonnières avec une température moyenne de $18,48 \text{ °C} \pm 5,71$. L'analyse de l'évolution de la température enregistrée pour toutes les colonnes et profondeurs équipées de sondes (disponibles dans l'annexe F) montre que les conditions sont similaires entre les colonnes et aux différentes profondeurs avec un écart type de $0,371 \text{ °C}$ après le filtrage des données.

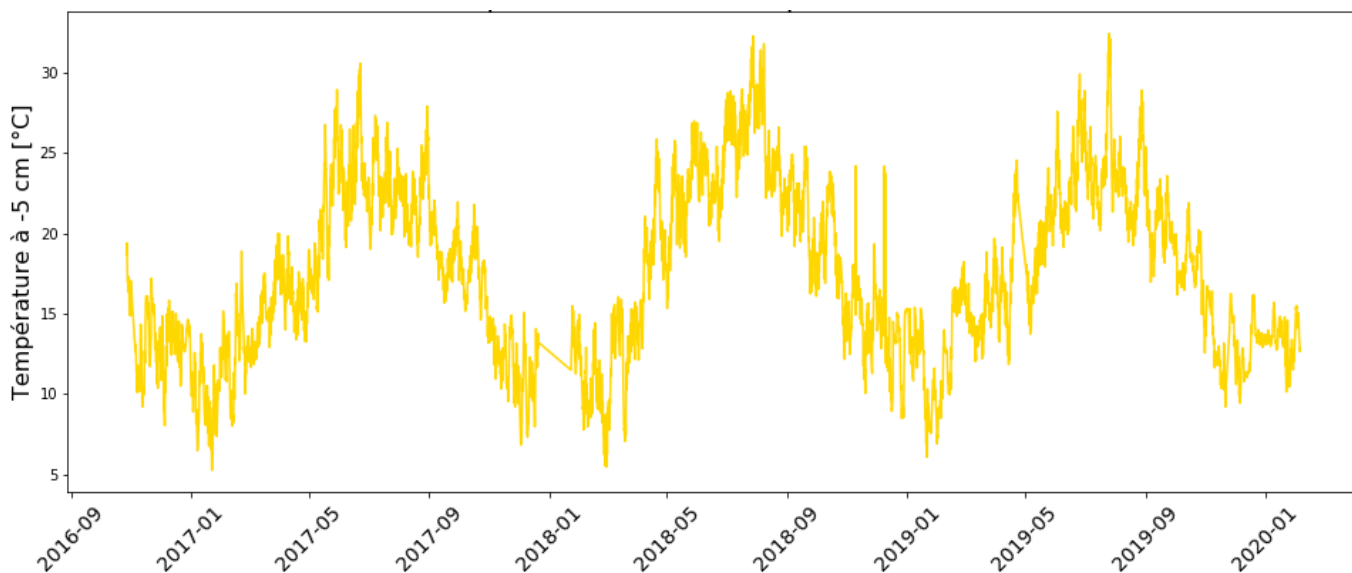


FIGURE 5.16 – Évolution de la température dans la colonne M1 de Michamps

5.3 Étude du développement du colmatage sur base des observations hydrauliques

La figure 5.17, illustre l'évolution de la teneur en eau heure par heure entre deux bâchées en surface des 9 colonnes instrumentées de TDR. Quatre de ces colonnes étaient colmatées (tracé linéaire). Pour rappel, ces données ont été filtrées uniquement par la méthode "seuil".

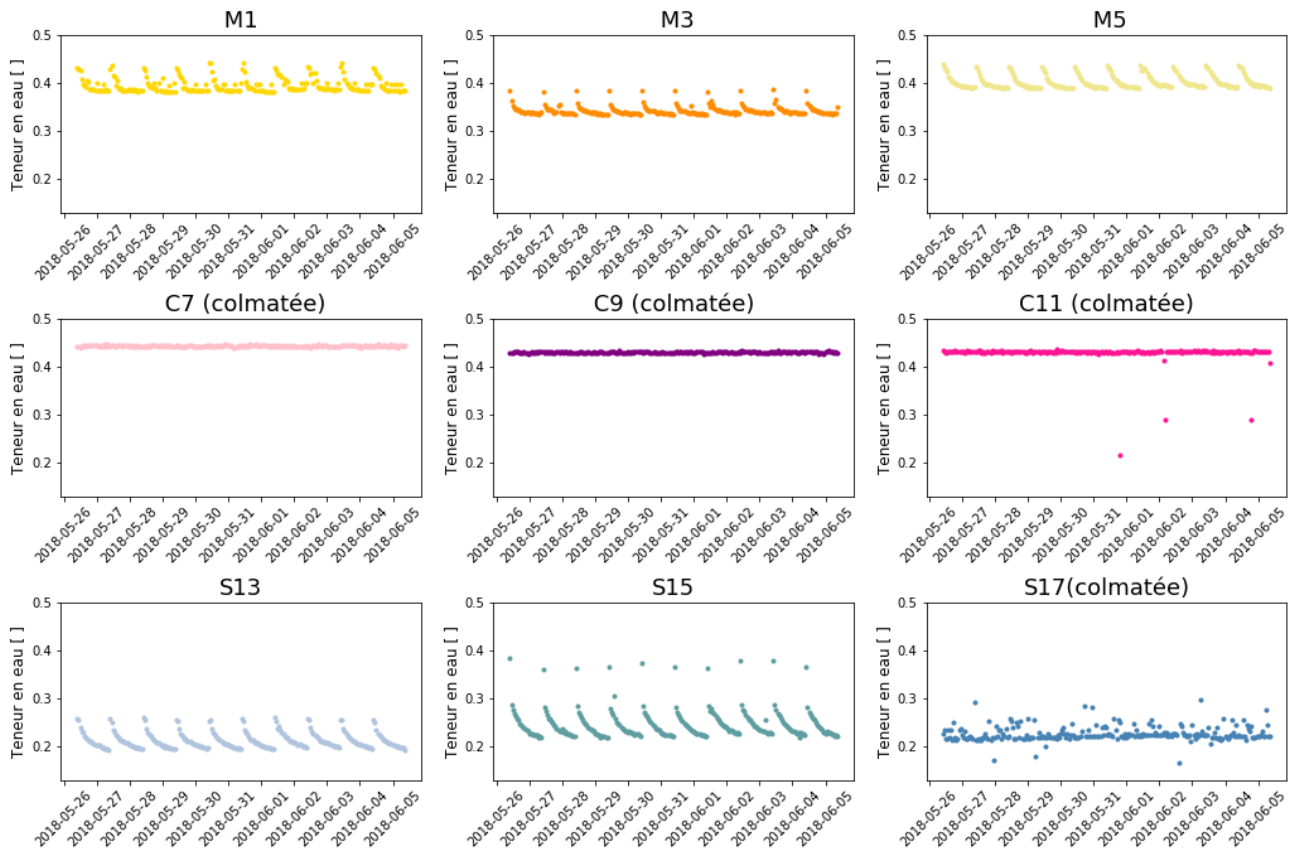


FIGURE 5.17 – Évolution de la teneur en eau dans les 9 colonnes étudiées pendant 10 jours (valable entre le 01/03/2018 et le 08/06/2018)

Les profils types moyennés sur 3 jours réalisés tel que décrit dans la section 4.2.3.4 sont ensuite superposés afin d'apprécier l'évolution de ces profils au cours du temps.

De sorte à en faciliter la lecture et l'interprétation, ces résultats sont séparés par périodes :

La figure 5.18 représente l'évolution des profils durant la première période d'alimentation. Lors de cette période, le débordement de 4 des 9 colonnes instrumentées est signalé (Tab. 4.5). Les profils types représentés pour cette période ont été sélectionnés en observant particulièrement les profils de teneur en eau des colonnes avant les premiers débordements.

Les figures 5.19 et 5.20 représentent l'évolution des profils durant la deuxième et la troisième période c'est-à-dire lors de la reprise de l'alimentation juste après un mois de drainage et après près de 200 jours de drainage. L'objectif étant de voir si un mois de drainage et 200 jours de drainage ont un impact sur le colmatage des colonnes qui se sont colmatées lors de la première période, les profils types ont été sélectionnés directement après la reprise de l'alimentation. Pour ces 2 périodes, une seule bâchée est appliquée par jour.

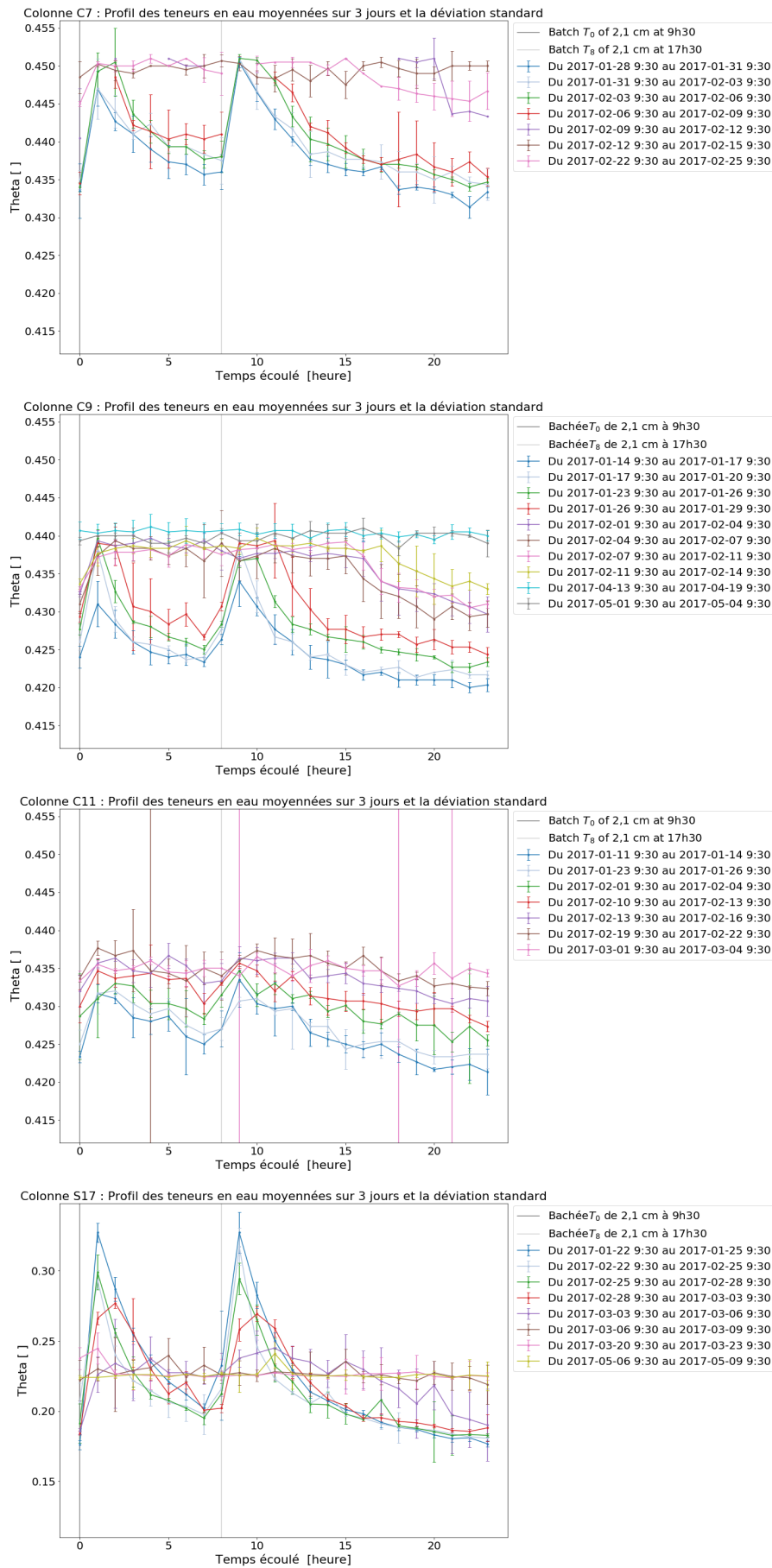


FIGURE 5.18 – Évolution des profils de teneur en eau pour les colonnes colmatées en fonction du temps de percolation au début de l'expérience (période 1 du 03/01/17 au 10/05/2017). De façon à observer l'évolution des pics pour les colonnes de Corroy-le-Grand, l'échelle n'est pas la même que celle utilisée pour la colonne S17.

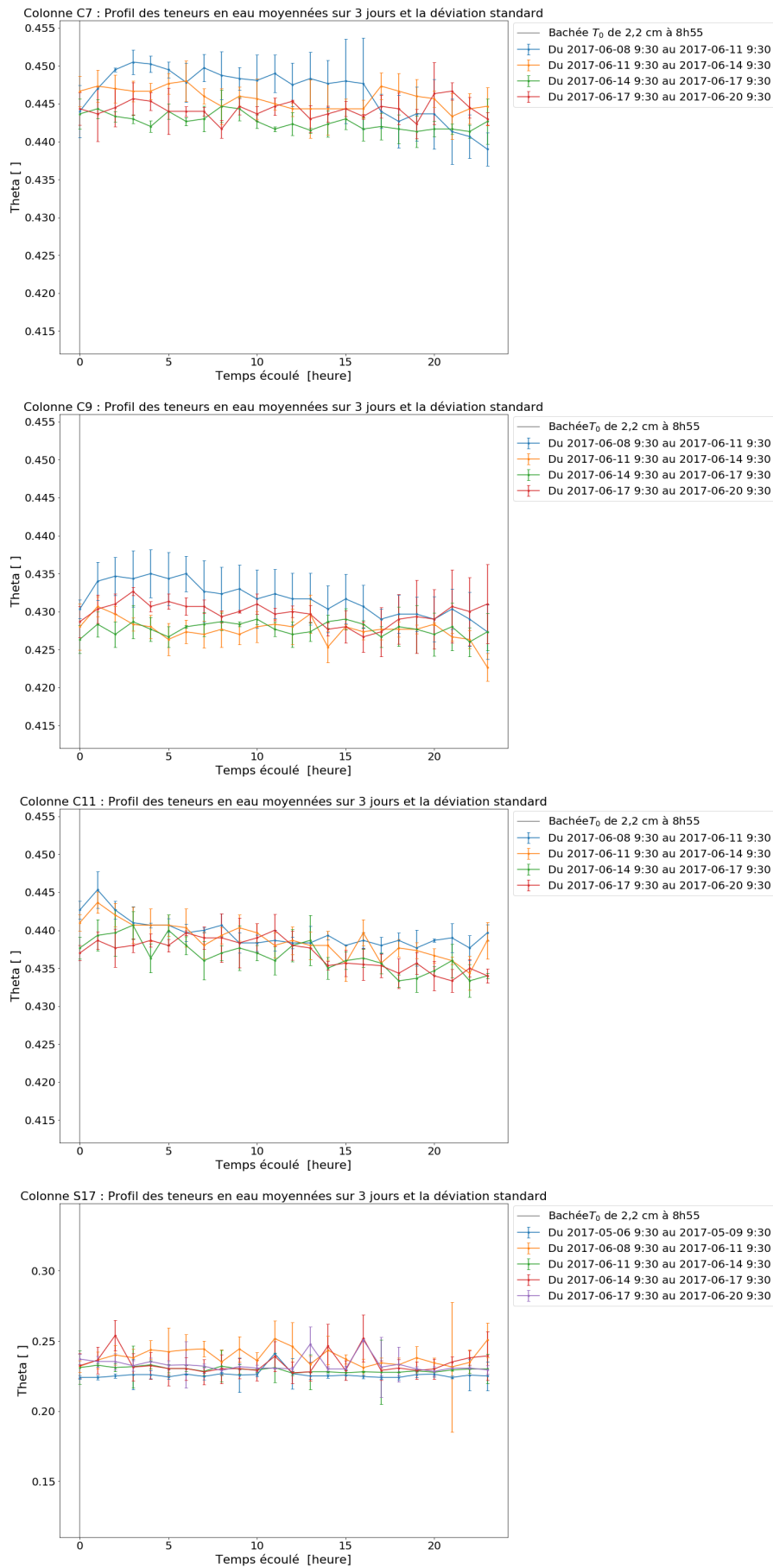


FIGURE 5.19 – Évolution des profils de teneur en eau pour les colonnes colmatées en fonction du temps de percolation après 1 mois de drainage (période 2 du 08/06/17 au 02/10/2017). De façon à observer l'évolution des pics pour les colonnes de Corroy-le-Grand, l'échelle n'est pas la même que celle utilisée pour la colonne S17.)

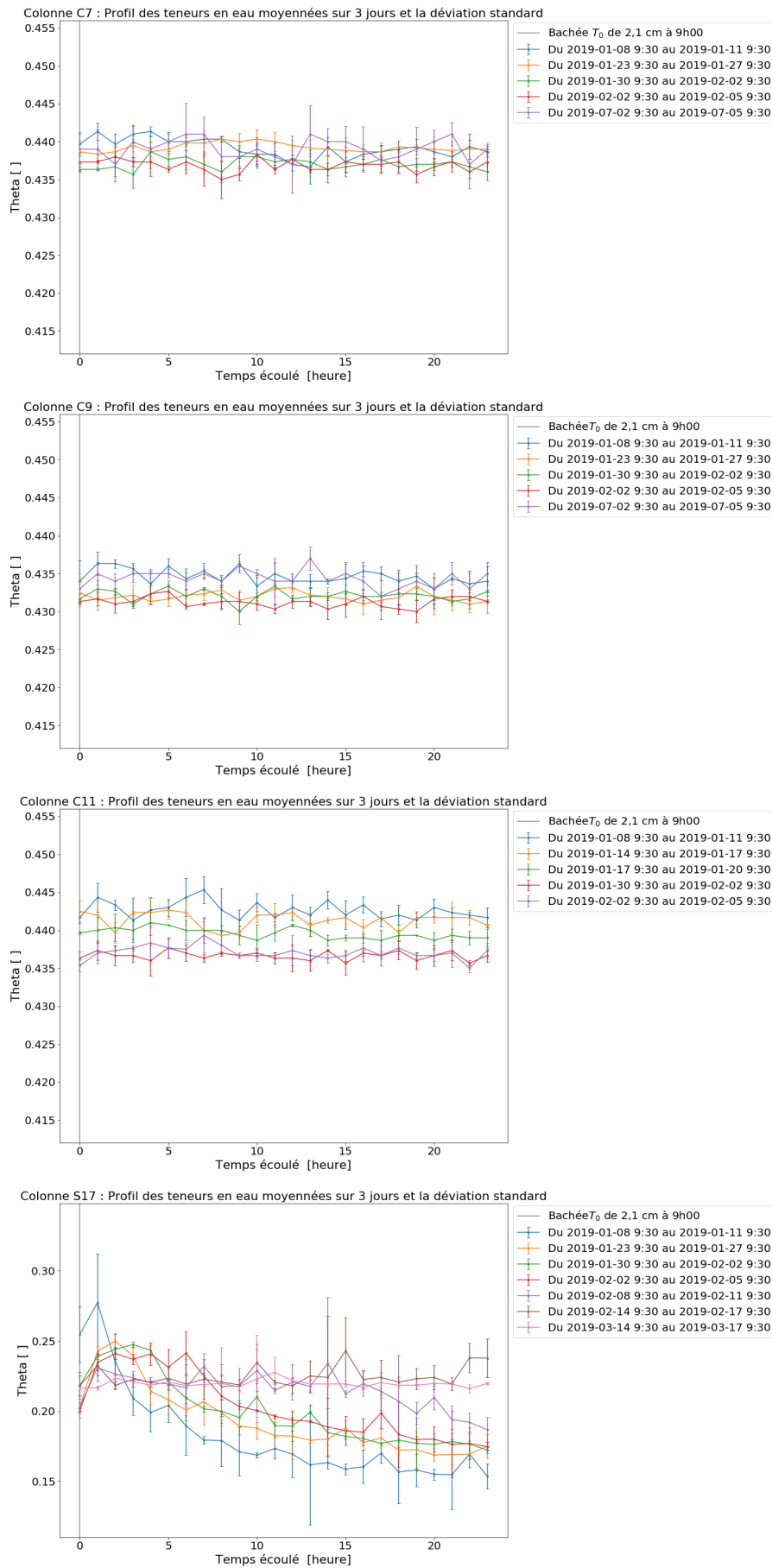


FIGURE 5.20 – Évolution des profils de teneur en eau dans les colonnes colmatées en fonction du temps de percolation après une période de près de 200 jours de drainage (période 3 du 02/01/2019 au 05/02/2020). Pour des raisons pratique l'échelle utilisée pour les colonnes de Corroy-le-Grand n'est pas la même que celle pour la colonne S17.

Il ressort de ces 3 figures que l'amplitude des pics de teneurs en eau diminue progressivement lors des périodes de colmatage jusqu'à devenir stable une fois la colonne colmatée. Il ressort également que 1 mois de drainage n'a pas permis au biomat de se dégrader alors que près de 200 jours de drainage a permis à la colonne S17 de retrouver un comportement de colonne non colmatée. Cette représentation est certes efficace pour observer l'évolution des profils sur une courte période mais elle ne permet pas d'en évaluer l'évolution sur l'entièreté de la durée de l'expérience.

L'amplitude des pics a donc été mesurée pour tous les jours de l'expérience. Lors des périodes de drainage, la variation infra journalière est nulle et peut visuellement être confondue avec les périodes de stabilisation de la teneur en eau suite au colmatage pour lesquels la variation infra journalière est également pratiquement nulle. L'étude n'est donc pas réalisée sur les périodes de drainage. Les figures 5.21, 5.22 et 5.23 illustrent cette évolution de la variation de teneur en eau à 5 cm de profondeur observée lors des 3 principales périodes d'alimentation. Y figurent également les dates de début de débordement, date d'opération de griffage⁵ et la variation initiale moyennée sur le premier mois d'alimentation (ligne horizontale orange). La ligne horizontale grise représente la valeur de variation de la teneur en eau volumétrique à partir de laquelle les colonnes concernées ont commencé à déborder. N'ayant pas de données pour les colonnes C7 et C11 aux dates de débordement, une moyenne des 10 dernières valeurs disponibles a été utilisée pour ces 2 colonnes. Cette valeur de variation de teneur en eau lors des débordement des colonnes S17, C7, C9 et C11 correspond à 15, 12, 25 et 50 % de la variation de teneur en eau initiale.

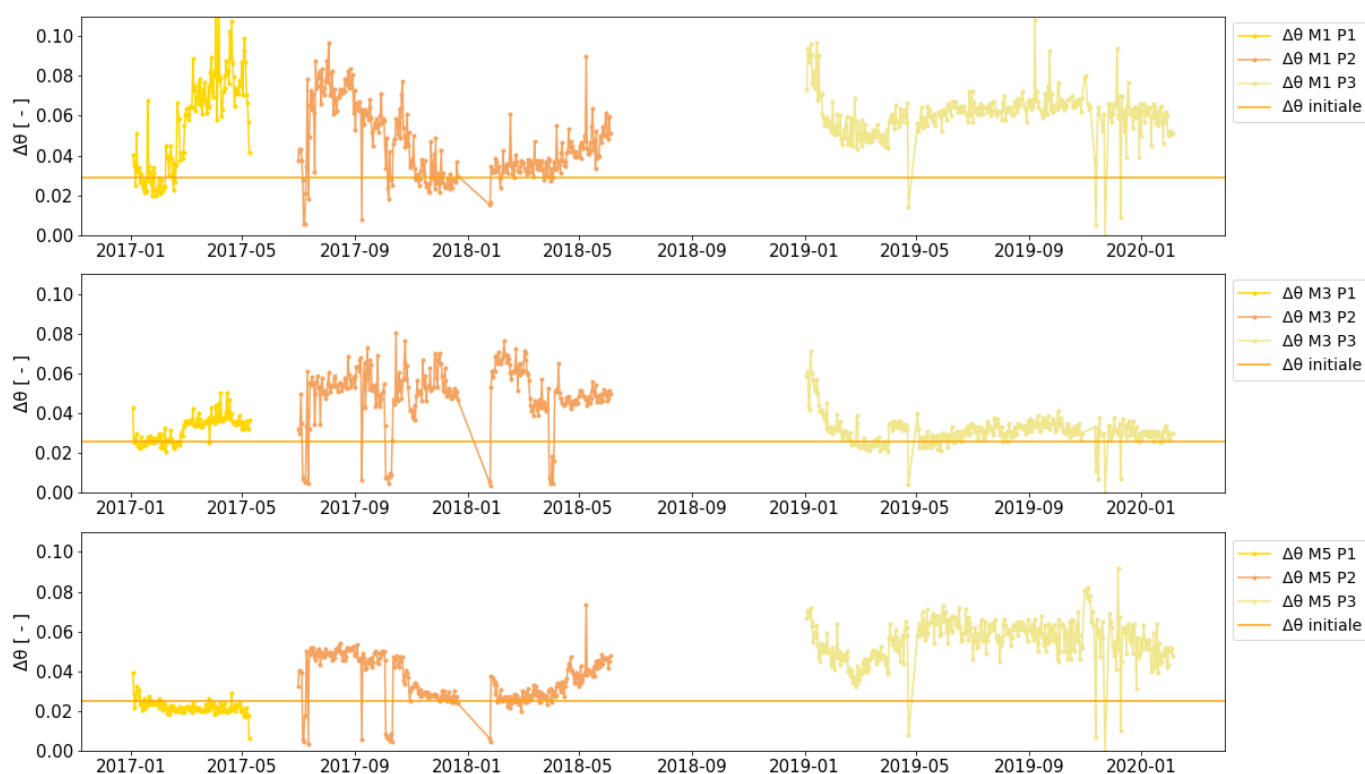


FIGURE 5.21 – Évolution de la variation de teneur en eau à la surface des colonnes de Michamps pendant les 3 principales périodes d'alimentation comparée à la variation initiale.

5. Opération consistant à griffer la couche superficielle considérée comme biomat dans le but de retrouver une conductivité hydraulique proche de celle observée initialement.

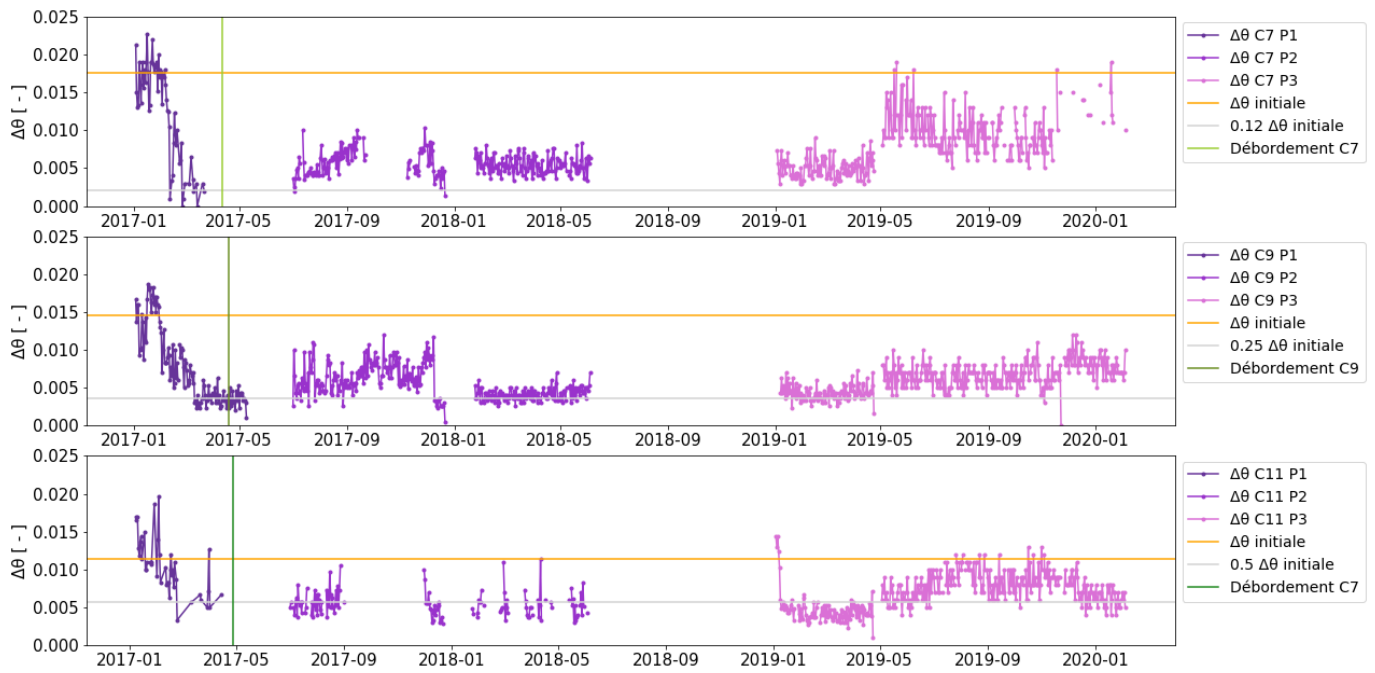


FIGURE 5.22 – Évolution de la variation de teneur en eau à la surface des colonnes de Corroy-le-Grand pendant les 3 principales périodes d'alimentation comparée à la variation initiale. Les apparitions de flaquage sont également indiquées.

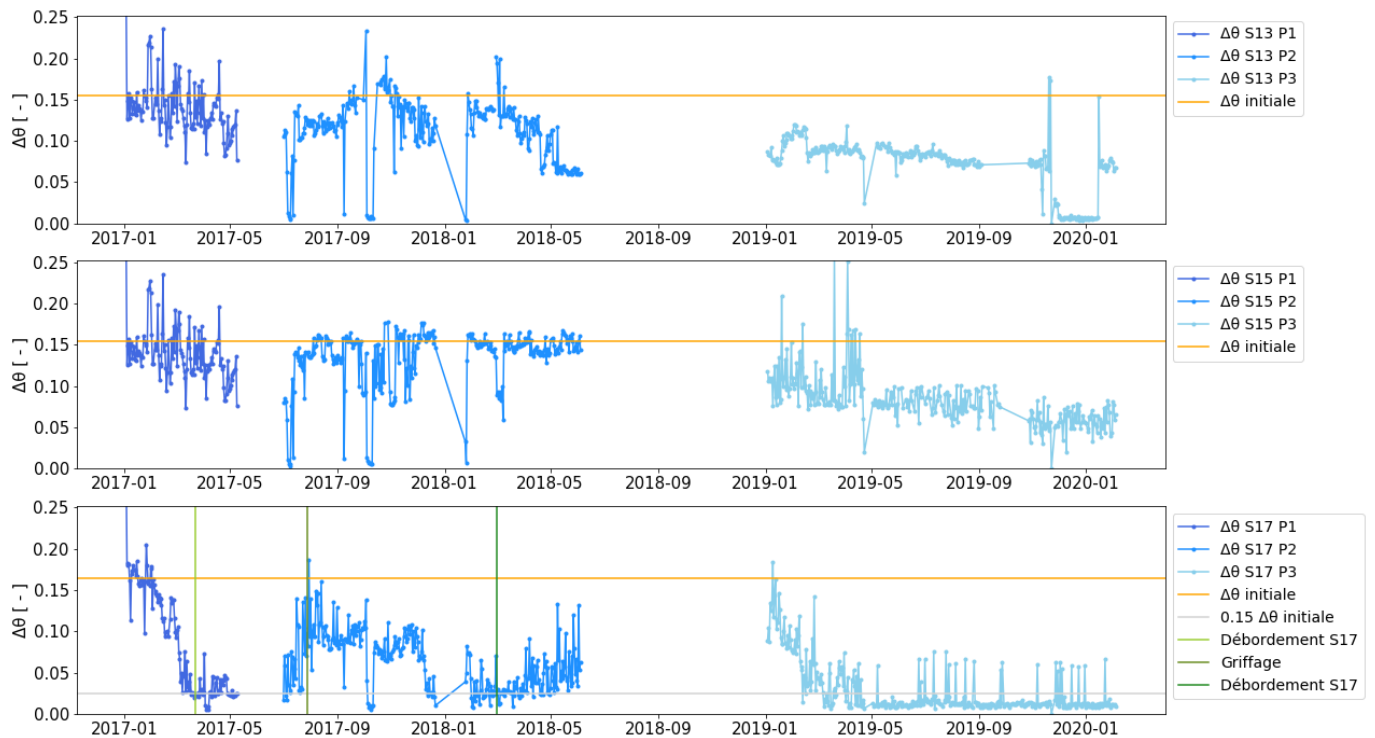


FIGURE 5.23 – Évolution de la variation de teneur en eau à la surface des colonnes de Saint-léger pendant les 3 principales périodes d'alimentation comparée à la variation initiale. Les apparitions de flaquage sont également indiquées.

Ces figures permettent de synthétiser l'information disponible concernant le colmatage des colonnes et indirectement de visualiser le développement du colmatage.

6 Discussions

6.1 Critique des méthodes de filtrage utilisées

Cette section met particulièrement en lumière les limites et les avantages de chaque méthode de filtrage applicables aux données.

6.1.1 Méthode "seuil"

Cette étape permet de faire un premier échantillonnage des valeurs ayant du sens pour la mesure effectuée. Les seuils sont fixés arbitrairement après une première analyse des graphes brutes de sorte à convenir au mieux au type de données étudiées. Ces seuils peuvent donc légèrement varier d'un expérimentateur à l'autre.

En l'occurrence, la méthode "seuil" a été appliquée à toutes les données sources disponibles avec un seuil adapté à chaque jeu de données.

6.1.2 Méthode "différence"

La méthode "différence" ne peut pas s'appliquer systématiquement à l'ensemble des bases de données (cfr. 4.2.3.3), une analyse préalable des résultats relativement fine et poussée est nécessaire pour la sélection d'un seuil adapté aux données à filtrer. Cette méthode supprime les valeurs jugées aberrantes et ne les remplace pas. Il n'est donc pas possible d'appliquer les méthodes de validation des modèles généralement utilisées comme R^2 ou χ^2 afin de comparer les différents seuils. Les seuils sont dès lors fixés arbitrairement selon une analyse de sensibilité. À l'instar de la méthode "seuil", cette analyse est relativement subjective.

Seules les figures présentant du bruit ont été traitées par cette méthode pour les données de températures et de succion matricielle. L'ensemble des données de teneur en eau journalière⁶ à toutes les profondeurs des 9 colonnes équipées de sondes ont été filtrées par la méthode différence avec un seuil unique qui est un compromis entre la diminution du bruit (mise en évidence du signal utile) et la perte de données. L'application des méthodes "seuil" et "différence" permet l'élimination de la majorité du bruit rendant déjà le signal exploitable de façon satisfaisante comme cela peut se voir sur la figure 6.1.

6. Pour rappel, les données horaires de teneur en eau n'ont, quant à elles, pas été filtrées par la méthode "différence".

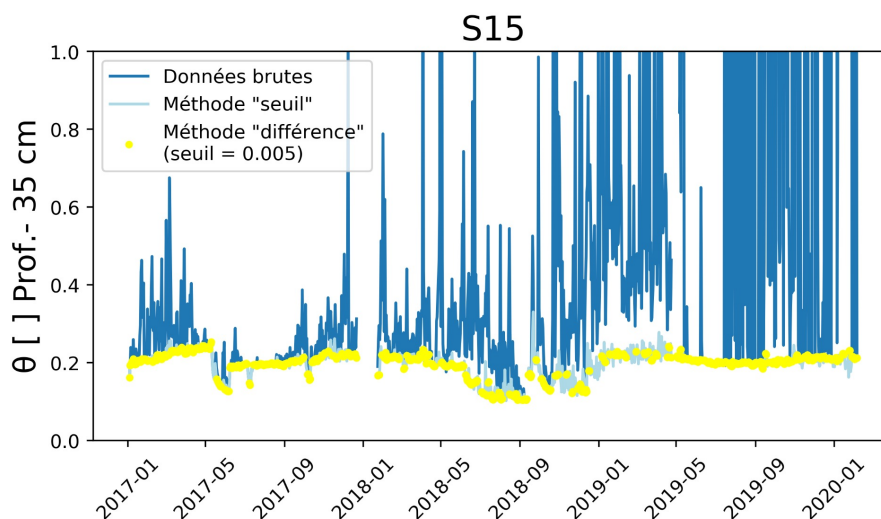


FIGURE 6.1 – Exemple de cas pour lequel l’application des méthode "seuil" et "différence" permet de rendre le signal exploitable. En bleu foncé, la représentation des données brutes, en bleu ciel la figure suite à l’application de la méthode seuil puis en jaune les données obtenues suite à l’application de la méthode différence avec le seuil de 0,005.

Cependant, cette méthode n’est pas efficace lorsque plusieurs valeurs aberrantes successives sont relativement similaires avec une différence entre ces valeurs inférieure au seuil sélectionné (Fig. 6.2).

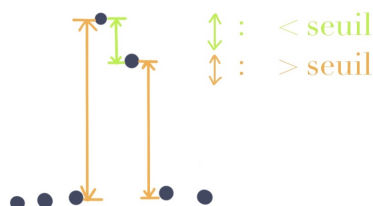


FIGURE 6.2 – Cas pour lequel la méthode "différence" n’est pas efficace

6.1.3 Méthode "filtfilt"

Pour aller plus loin dans le filtrage, la méthode "filtfilt" permet d’effacer le bruit résiduel en interpolant les valeurs disponibles. Cette méthode ne convient pas à l’ensemble des données. En effet, la fonction d’approximation du filtre Butterworth utilisée dans le filtre est conçue pour apporter la réponse la plus plate possible, avec un minimum d’oscillations. Cependant, il est observé que lorsque qu’il n’y a pas de signal dominant et que les valeurs varient entre une large gamme de valeurs, l’interpolateur génère des *minima* et *maxima* locaux qui n’ont pas de sens pour l’interprétation du signal.

Pour ce filtre, 2 paramètres sont introduits permettant de créer une infinité de modèles. Une large gamme de paramètres a été balayée lors de cette analyse.

La méthode "filtfilt" a été appliquée à l’ensemble des valeurs de teneur en eau à toutes les profondeurs avec les paramètres déterminées ($d = 1$ et $e = 0,015$) (Fig. C.11).

L'application de cette méthode a permis l'obtention d'un signal cohérent pour les colonnes présentant peu de bruit et beaucoup de valeurs mais également pour la colonne S13 pour laquelle peu de valeur étaient disponibles. Cependant, cette méthode, avec les paramètres appliqués, ne semble pas efficace pour traiter l'ensemble des données.

Les données mesurées de l'été 2017 à l'été 2019 étant aberrantes pour la colonne C7 à 20 cm et la colonne C9 à 35 cm de profondeur, le tracé obtenu ne correspond pas à ce qui est attendu en comparant avec les autres profondeurs de ces colonnes (Fig. C.11 et 6.3). Le pic observé en septembre 2017 dans la colonne C11 à - 5 et - 20 cm, a été généré par la fonction filtfilt à cause des valeurs aberrantes rapportées à cette période et n'ayant pas été filtrées par les méthodes de filtrage déjà appliquées. L'absence de signal dominant et la faible quantité de données exploitables pour la colonne S15 à 35 et 60 cm de profondeur a mené à une mauvaise interpolation par le modèle (p.ex. figure 6.3). Par exemple, la teneur en eau augmente à 60 cm de profondeur lors de la période de drainage débutant en juin 2018. Cette augmentation lors de la période de drainage est également observée dans le modèle de la colonne S17 à - 5 et - 35 cm.

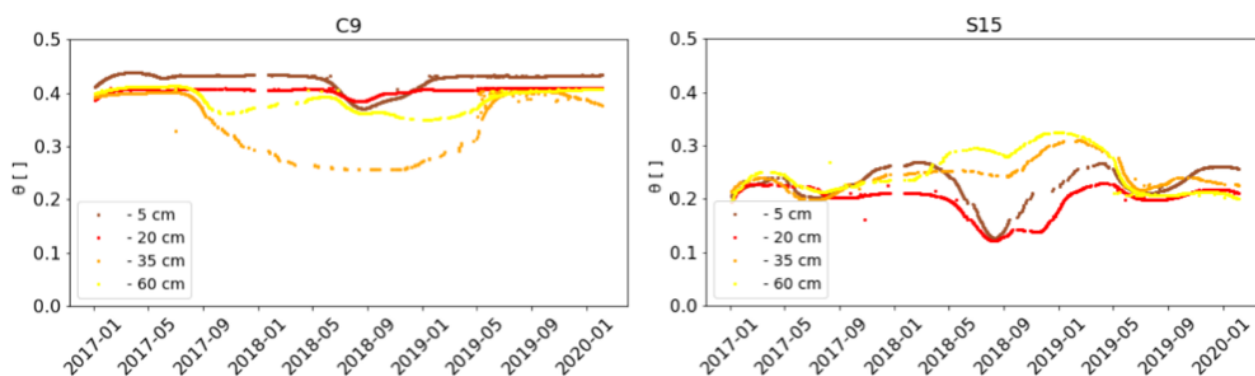


FIGURE 6.3 – Exemple de cas pour lequel la méthode "filtfilt" n'est pas efficace

Les figures C.8, C.8 et C.8 de l'annexe C permettent d'apprécier la valeur ajoutée de la méthode filtfilt sur les données déjà filtrées par les 2 autres méthodes.

Le filtre filtfilt est donc une méthode efficace pour le traitement de signaux complexes bien qu'un regard critique doit être porté sur les interpolations obtenues afin de ne pas interpréter des pics issus de l'interpolation de valeurs aberrantes.

6.2 Conditions opérationnelles

Cette section souligne les limites des sondes et du matériel utilisé et l'importance de la maintenance du dispositif et d'une vérification régulière du matériel (sondes et multiplexeurs) pour garantir un bon suivi des colonnes et la compréhension des résultats observés.

6.2.1 Conditions opérationnelles des sondes

6.2.1.1 *Sondes de température*

La sonde de température L107 (*Campbell Scientific*[®]) a une gamme de mesure entre - 35 à 50 °C et une erreur sur la mesure de $\pm 0,5$ °C [Campbell scientific, 2018].

6.2.1.2 *Sondes tensiométriques*

Pour obtenir des valeurs correctes de succion matricielle, il faut s'assurer d'avoir un bon contact entre la sonde tensiométrique et le sol. Ce contact peut ne pas avoir été correctement effectué lors de l'installation des sondes. Des poches de gaz peuvent se développer car les colonnes ne prévoient pas d'évacuation latérale des gaz. De plus, la structure du sol autour des sondes peut venir à être modifiée suite à l'alternance de périodes d'alimentation et de drainage. Les mesures de la sonde tensiométrique sont très locales et ne garantissent pas une représentation de la succion à l'échelle de la section à travers de la colonne.

6.2.1.3 *Sondes de teneur en eau*

En ce qui concerne les sondes TDR, l'erreur de mesure sur la teneur en eau volumique est de l'ordre de 1% [Phalempin, 2018]. Le TDR a pour avantage d'être assez indépendant de la texture du sol. Il permet une prise de mesure rapide et automatisée de la teneur en eau et de la salinité sans exposer l'expérimentateur à des radiations.

Néanmoins, ces sondes sont coûteuses et différents facteurs d'erreurs sont à prendre en compte (état des câbles, la qualité d'installation des sondes...) La présence d'une poche d'air entre la sonde et le sol fait varier la constante diélectrique et peut impacter les mesures.

En termes de mise en oeuvre, les TDR sont fixés aux colonnes avec des joints en silicones dont la durée de vie est limitée dans le temps. Il est donc nécessaire de refaire régulièrement ces joints pour assurer l'étanchéité de la colonne. Cette opération nécessite de sortir la sonde TDR du sol de quelques centimètres ce qui peut engendrer un mauvais contact sonde-sol une fois remise en position. Dans des conditions salines sévères (C.E. de 12 à 18 dS/m), les mesures peuvent être erronées car la vitesse de propagation de l'onde dans le sol est modifiée, ce qui induit une erreur sur ϵ et donc sur θ . Les mesures de teneur en eau peuvent également être erronées en cas de faibles θ (moins de 6 à 7%). Une diminution de la teneur en eau peut être due à une période de drainage mais peut également être due à des écoulements préférentiels. Chaque capteurs TDR prend en compte toute l'hétérogénéité du sol au sein de son volume d'échantillonnage [Ferre et al., 1998]. Toutefois, ce volume ne rend pas compte de l'entièreté de la colonne.

6.2.2 Conditions opérationnelles des multiplexeurs

Les multiplexeurs peuvent également être une source d'erreur. Le tableau 5.3 témoigne d'une suppression de près de 55 % des valeurs teneur en eau volumétrique mesurées dans la colonne S13 à 20, 35 et 60 cm de profondeur et 25 % des valeurs mesurées à 35 cm de profondeur de la colonne S15. En établissant un parallèle entre cette observation et des connections des sondes aux différents multiplexeurs, il apparaît que ces 4 sondes, et uniquement celles-ci, sont connectées sur un même multiplexeur. La défaillance de ce dernier est probablement à mettre en cause.

6.2.3 Conditions opérationnelles du dispositif expérimental

Dans ce points, vont être abordés les constats de déviance des mesures visiblement liés à la maintenance et à l'installation en elle même.

La colonne S13 se comporte comme en période de drainage entre décembre 2019 et janvier 2020 tant au niveau de la teneur en eau (Fig. 5.6) que de la succion matricielle (Fig. 5.7). La colonne S13 se différencie des autres colonnes par un comportement typique de sol soumis à une période de drainage entre décembre 2019 et janvier 2020 tant au niveau de la teneur en eau (Fig. 5.6) que de la succion matricielle (Fig. 5.7). Suite à ce constat, il a été vérifié que durant cette période, la dynamique des bâchées n'a pas eu d'impact sur la teneur en eau de cette colonne (tracé linéaire sur Fig. 6.4). Cette situation n'est visiblement pas liée au colmatage car la transition est nette entre l'état "influencé" et "non influencé" par les bâchées. En poursuivant les investigations, il est apparu qu'une opération de maintenance des TDR avait été réalisée durant les 3 jours précédant le début de cette observation. Une potentielle obstruction du tuyau d'alimentation pourrait expliquer ces observations. Si tel est le cas, le volume n'ayant pas été appliqué sur la colonne S13 aurait alors été distribué entre les autres colonnes. Or, aucune augmentation de teneur en eau n'a été observée pour les autres colonnes lors de cette période. Pour pouvoir confirmer cette hypothèse, il aurait fallu avoir mesuré les volumes entrants et sortants avant et pendant ce changement de comportement.

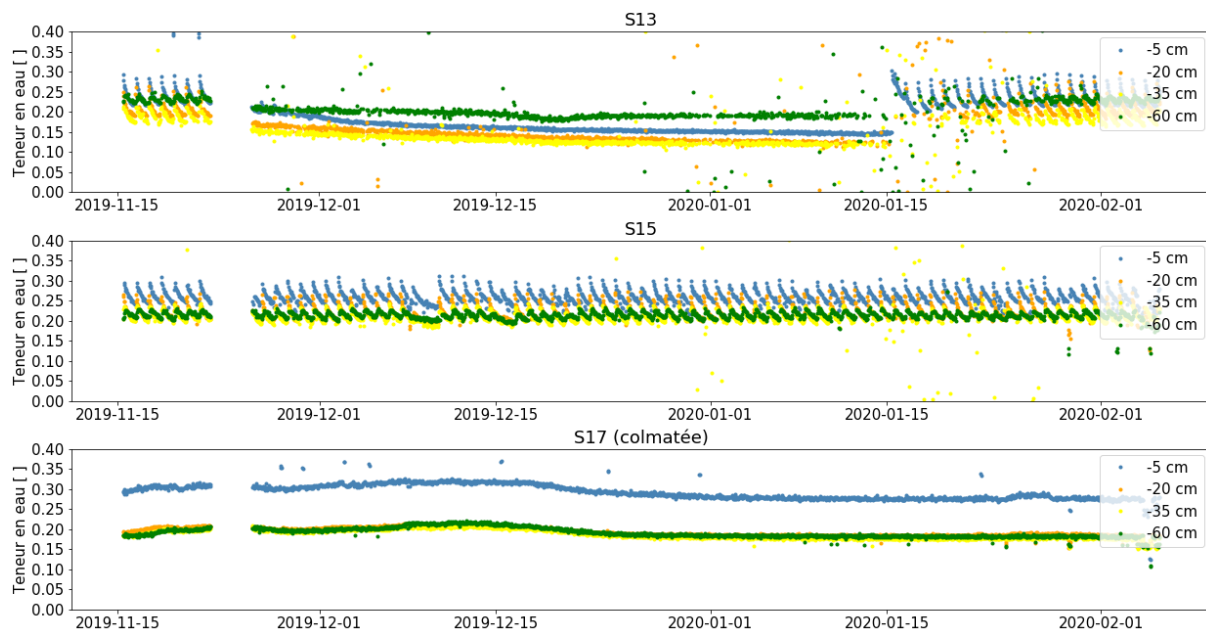


FIGURE 6.4 – Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs des colonnes de Saint-léger du 15/11/19 au 07/01/20.

Le dispositif de distribution des eaux usées a été calibré début 2019 pour apporter une charge de $\pm 2,1$ cm par jour sur les colonnes. Cependant, fin 2019, les mesures des volumes apportés aux colonnes sont de 1142 ml en moyenne par jour ce qui correspond à une charge d'environ 1,6 cm par jour. La charge appliquée est exclusivement contrôlée par une vanne à boule installée en amont du dispositif distribution. À chaque bâchée, cette vanne reçoit un choc qui peut, à force, faire varier sa position. Un calibrage de la vanne et un nettoyage des tuyaux d'alimentation plus fréquent est nécessaire afin de garantir une uniformité dans le temps et une équipartition des charges appliquées.

Des diminutions de succion matricielle sont observées (Fig. 5.8) dans les colonnes M3 (entre mai et septembre 2019), C7 (à partir de novembre 2018) et C11 (entre fin décembre 2018 et mai 2019) durant les périodes d'alimentation. Ce phénomène est probablement dû à la formation d'une poche de gaz dans le rayon d'action de ces tensiomètres ne permettant pas un bon contact entre la sonde et le sol. Lorsque les poches de gaz sont évacuées, les valeurs se rapprochent alors de celles perçues par les autres tensiomètres. Ces phénomènes auraient pu être évités si le système avait été équipé de petits orifices latéraux permettant l'évacuation des gaz comme c'est le cas *in situ*. La présence de poches de gaz génère des écoulements hétérogènes au sein des colonnes. Les écoulements seront donc probablement plus rapides par endroit et donc l'épuration moins bonne. Ceci est cependant à nuancer car la mesure de la sonde représente un petit volume et n'est pas représentatif de ce qu'il se passe dans l'ensemble de la colonne. Il s'agit d'une limite de l'approche expérimentale.

L'absence de dispositif permettant de recréer les conditions thermiques de l'environnement naturel sur l'échantillon prélevé fausse d'une certaine manière les relevés de température en fonction de la profondeur car *in fine*, les températures observées sont représentatives de la température du hall dans lequel sont installées les colonnes. *In situ*, la température mesurée à 60 cm de profondeur devrait moins varier que celle à 5 cm ce qui ne s'observe pas ici. En effet l'étude de l'évolution de la température aux différentes profondeurs présente un écart-type de seulement 0,371 °C (Section 5.2.3).

6.3 Évaluation des performances épuratoires

6.3.1 Causes et conséquences de la diminution temporaire des DCO d'entrée

Il est remarquable que la DCO mesurée dans les eaux usées d'entrée entre le 20/02/19 et le 08/08/19 (jours 778, 796, 854 et 947) est plus faible que les DCO enregistrées en début d'expérience et lors de la dernière mesure. Différents scénarios peuvent amener à ce constat.

Les émissions d'un ménage varient dans le temps, la diminution de la DCO des eaux usées peut être due à une augmentation de la consommation d'eau du ménage entraînant une dilution des eaux dans la fosse septique.

Cette diminution pourrait également être due à une erreur de calibration du spectromètre utilisé pour la mesure de la DCO à cette période. L'exactitude de ces mesures est remise en cause car le spectromètre est tombé en panne peu de temps après le 947^e jour. Il serait intéressant de refaire la mesure sur les échantillons congelés afin de confirmer ou invalider cette hypothèse. Si l'erreur s'avère être due au spectromètre, les résultats de DCO de sortie sont également à reconsidérer.

Peut importe le scénario, si cette diminution de la DCO d'entrée est avérée, les résultats attendus pour la DCO de sortie devraient être plus faibles lors des prochaines mesures. En effet, le sol joue un rôle de tampon. Les réponses observées en sorties des colonnes ne sont jamais immédiates par rapport aux moments d'introduction des eaux.

Dans le cas où la DCO des eaux de sortie des colonnes ne diminue pas, une des explications possibles serait que la fosse septique est saturée en boues. Dans ce cas, elle a un volume utile plus petit. Le temps de séjour de l'eau diminue, les particules n'ont pas le temps de sédimenter et des particules moins biodégradables ou non-biodégradables sont introduites dans les colonnes. Ces particules vont s'adsorber ou se désorber à la surface du milieu poreux dans la colonne et remplir la porosité du sol augmentant le colmatage de ces colonnes.

6.3.2 Interprétation des taux d'abattement et indice de biodégradabilité

Afin d'avoir une vision globale non biaisée par la diminution de la DCO d'entrée potentiellement aberrante, les mesures ont été moyennées sur 2 périodes entre 0 et 400 jours d'expérience puis entre 400 et 1000 jours (Tab. 5.5).

Les taux d'abattement de la DCO entre ces 2 périodes sont constants. Les DCO mesurées dans les eaux de sortie sont stables depuis le début de l'expérience. Concernant la DBO, le taux d'abattement pour les eaux de Michamps reste très élevé et constant, celui de Saint-Léger a diminué d'environ 15 % et celui de Corroy-le-grand de 60 % entre les 2 périodes étudiées. Lors de cette période, une seule mesure de la DBO sur les eaux de sortie a été réalisée et cette mesure a été réalisée avec une méthode encore en développement. Une nouvelle analyse des eaux de sortie est nécessaire pour pouvoir tirer des conclusions sur le taux d'abattement obtenu. Il est cependant possible

de dire que la capacité épuratoire des colonnes en termes de DCO ne semble pas diminuer avec le temps.

Le taux d'abattement de la DBO supérieur à 90 % et une DCO de sortie élevée indique une concentration importante de matière organique n'ayant pas pu être décomposée lors de son passage au sein de la colonne. Les eaux ayant percolé dans les colonnes de Michamps ont un indice de biodégradabilité⁷ très faible (0,03) signifiant que ce qu'il reste dans les eaux après le passage au sein de ces colonnes est une charge très peu biodégradable. Les eaux de sortie des colonnes de Corroy-le-Grand, ont quant à elle un indice de biodégradabilité de 0,68 ce qui veut dire qu'il y a encore une grande quantité de matière pouvant être décomposée par les micro-organismes du sol dans les eaux de sorties et qui n'ont donc pas été décomposées lors de leur passage dans la colonne. Le taux d'abattement met en évidence que plus de 70 % de la DBO présente initialement est encore présente dans les eaux de sortie des colonnes.

Si ce ratio avait été observé pour l'ensemble des colonnes, il aurait pu être expliqué : soit par une sous consommation d'eau concentrant les eaux en matière organique peu biodégradable ; soit par le sur-dimensionnement de la fosse septique. L'eau y résidant plus longtemps est donc à un stade avancé de biodégradation lorsqu'elle est apportée au système d'épuration. Cependant puisque cela s'observe uniquement pour les colonnes colmatées de Corroy-le-Grand et qu'une augmentation est également observée pour les colonnes de Saint-Léger (une colonne colmatée en surface sur 4 colonnes), la diminution de la capacité épuratoire des colonnes semble être l'explication la plus plausible.

Cette diminution de la capacité épuratoire est mise en lien avec le colmatage des colonnes puisque les colonnes non colmatées ne semblent pas impactées par cette diminution alors que les colonnes colmatées le sont.

6.3.3 Comparaison des résultats avec les normes wallonnes et avec les réductions de la charge attendue pour un SES

Les réductions attendues de DCO et DBO des eaux usées avec un SES après infiltration dans 90 cm de sol sont supérieures à 90 % (Tab. 3.1). Les réductions obtenues suite au passage des effluents dans les colonnes de 1 m lors de cette expérience (Tab. 5.5) n'ont jamais dépassé 81,5 %. en terme d'abattement de la DCO. Pour la DBO, ces résultats étaient atteints par l'ensemble des colonnes lors de la première période mais lors de la deuxième période seules les colonnes de Michamps dépassent les 90 %.

Une fois le système colmaté, les effluents ne peuvent plus percoler et s'accumulent en surface. Or, pour pouvoir être rejetés dans les eaux de surfaces, la norme Wallonne prévoit une concentration maximum de 125 mgO_2/l pour la DCO et 30 mgO_2/l pour la DBO. Les valeurs de DBO et de DCO des effluents n'ont jamais été inférieures à ces valeurs pour les analyses effectuées (Tab. 5.5). Le système ne peut donc en aucun cas aboutir à un échec hydraulique. Cette norme est fixée afin de préserver la faune et la flore d'une potentielle asphyxie provoquée par la surconsommation de l'oxygène des eaux usées trop chargées.

7. Un indice de biodégradabilité (DBO/DCO) inférieur à 0,2 indique des eaux peu biodégradables et supérieur à 0,3 indique des eaux biodégradables.

6.3.4 Validité des mesures réalisées

Il est important de préciser que la DBO a été mesurée 4 fois sur les eaux de sorties des colonnes ces 3 dernières années⁸ et 5 fois sur les eaux usées⁹. La dernière mesure de la DBO des eaux de sorties a exclusivement été réalisée par une méthode de mesure de la DBO automatisée qui est encore en cours de développement au labo Département du Génie Biologique (GEBI) et brièvement décrite dans la section J.

Par le fait que la méthode utilisée ne soit pas encore validée et par la rareté des analyses, ces résultats sont donc à prendre avec toutes les réserves d'usage.

8. le 25/01/17, le 04/05/17, le 28/09/17 et le 2/10/19

9. le 25/01/17, le 04/05/17, le 28/09/17, le 22/06/2017 et le 2/10/19

6.4 Interprétation hydraulique

6.4.1 Bilan hydrique

Le bilan hydrique approximé à partir de mesures répétées de profils de teneur en eau par la méthode d'approximation du stock (Eq. 13) montre que le stock est relativement stable avec une variation moyenne de stock pratiquement nulle (Tab. 5.4 et Fig. 5.12). La somme des variations de stock entre le 03/01/17 et le 05/02/20 montre un excès de 23,5 mm dans la colonne M1 et un défaut de 16,4 mm dans la colonne C7. Cette légère variation peut provenir du fait que la caractérisation n'est pas continue et qu'il s'agit d'une approximation.

6.4.2 Cinétiques de percolation

Concernant les cinétiques de percolation mesurées fin 2019, trois comportements avaient été distingués :

Le premier est la forme sigmoïdale des cinétiques de percolation caractérisant les sols non-colmatés de Saint-Léger. Ces sols étant sableux, ils sont influencés par le phénomène d'hystérèse. L'humectation est ralentie par rapport au drainage provoquant cette réponse retardée par rapport à l'apport d'eau [ULaval, 2012; Biolders and Javaux, 2018].

La deuxième observation est la linéarité des cinétiques de percolation en fonction du temps pour les colonnes colmatées. Ces volumes ne sont pas influencés par la dynamique des bâchées. La réponse linéaire observée dans la colonne M1 est interpellante car cette colonne ne présente aucun signe de colmatage en surface. L'étude de l'évolution de la teneur en eau aux différentes profondeurs de cette colonne durant cette période (Fig. 6.5) laisse penser que la colonne est colmatée en profondeur. La teneur en eau mesurée par le TDR à 60 cm de profondeur n'est pas influencée par la dynamique des bâchées. Ce colmatage était très localisé dans le temps car il n'est plus remarqué dans les analyses faites sur la dernière semaine de mesure (avant le 5/02/20).



FIGURE 6.5 – Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs de la colonne M1 après un an d'alimentation continue (du 02/01/2020 au 09/01/2020).

Le troisième est la forme logarithmique des cinétiques de percolation caractérisant les sols de Michamps. Cette réponse est inversement proportionnelle à la diminution de teneur en eau observée à la surface. En effet, entre 2 bâchées, la teneur en eau diminue rapidement au début puis cette diminution

s'atténue au cours de la journée. Ici, les cinétiques de percolation mesurées en sortie de colonne au cours du temps sont très importantes suite à la bâchée puis diminuent progressivement.

6.4.3 Évolution de la succion matricielle en période de drainage

Lors des périodes de drainage, les colonnes réagissent différemment à l'arrêt de l'alimentation. La réponse attendue aurait été pratiquement immédiate pour les colonnes non-colmatées (M1, M3, M5, S13 et S15) et retardée pour les colonnes colmatées (C7, C9, C11 et S17) car la charge accumulée à la surface des colonnes colmatées devrait s'infiltrer encore plusieurs jours avant de commencer à observer une variation de la succion matricielle comme cela se remarque sur la colonne S17 (Fig. 5.7). Cependant, la figure 5.8 montre que la première colonne à réagir suite à l'arrêt de l'alimentation (07/06/18) est la colonne C7 de Corroy-le grand. Cette colonne est colmatée depuis plus d'un an et une charge de 18 cm est présente au sommet de celle-ci. Une hypothèse a été que le biomat de la colonne C7 a fissuré, la capillarité a été rompue et la colonne s'est vidée rapidement. Seulement, la colonne C7 a été la première à réagir lors de chaque période de drainage. La probabilité que le biomat se fissure à chaque fois exactement le premier jour de la fin de l'alimentation est pratiquement nulle. L'observation de la teneur en eau à cette période pour cette colonne (Fig. 6.6) montre une réponse retardée de pratiquement un mois avant de ressentir l'effet du drainage. Cette observation met en doute les valeurs de succion matricielle mesurées pour cette colonne.

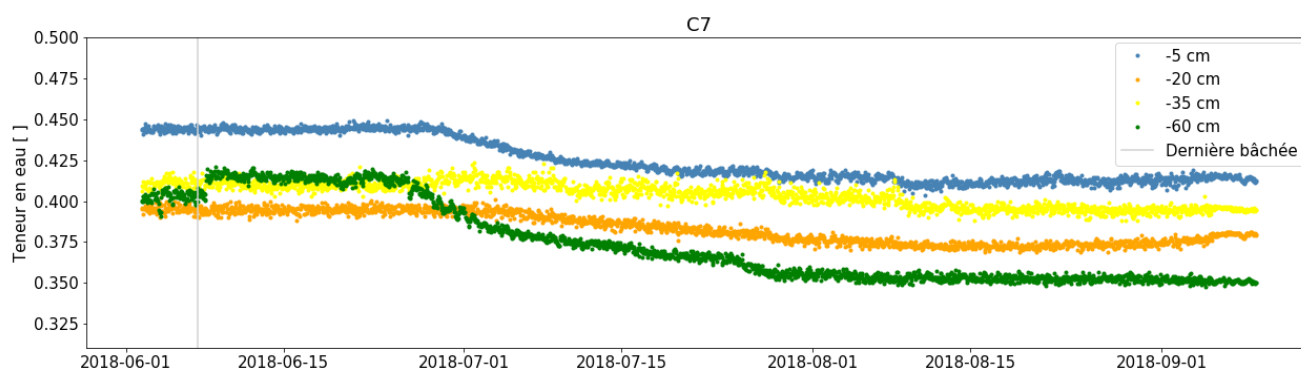


FIGURE 6.6 – Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs de la colonne C7 avant et après de la fin de l'alimentation du 07/06/2018 (ligne verticale).

Une autre réponse surprenante est celle de la succion matricielle de la colonne M3 (non-colmatée). La diminution de la succion lors de la période de drainage pour cette colonne a commencé un mois après la dernière bâchée alors que l'analyse de l'évolution des teneurs en eau au sein de cette colonne montre pourtant une réponse immédiate à l'arrêt de l'alimentation à toutes les profondeurs (Fig. 6.7). Aucune explication n'a été trouvée avec les éléments à disposition.

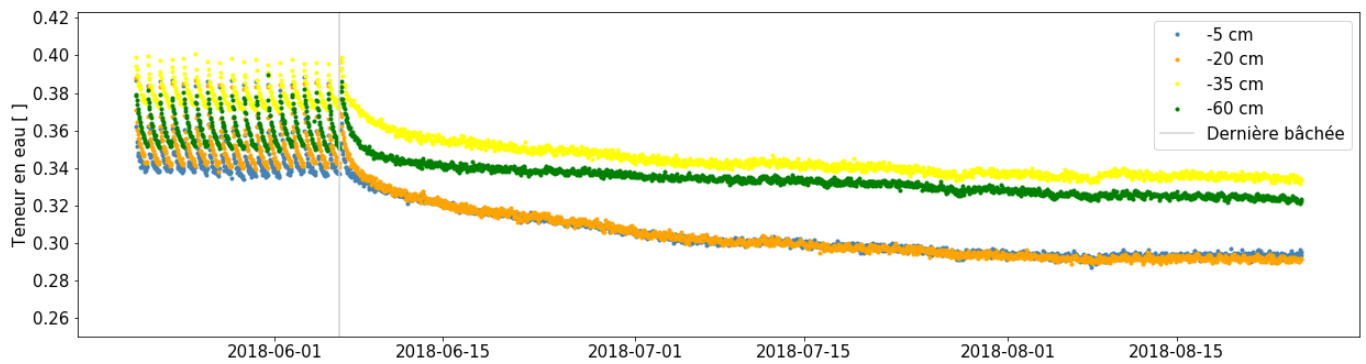


FIGURE 6.7 – Évolution des profils de teneur en eau volumétrique aux différentes profondeurs de la colonne M3 avant et après de la fin de l'alimentation du 07/06/2018 (ligne verticale).

6.4.4 Lien entre amplitude de la teneur en eau infra journalière et le colmatage

La figure 5.17 montre une influence de la dynamique des bâchées sur la teneur en eau à 5 cm sous la surface pour les colonnes non-colmatées et une teneur en eau pratiquement constante pour les colonnes colmatées. L'influence du développement du biomat sur la teneur en eau peut être mise en parallèle avec le modèle de la perte de capacité d'infiltration progressive développé par Siegrist and Boyle 1987.

- Phase 1 : Début de l'alimentation, la teneur en eau du sol varie fortement entre chaque bâchée, un pic important est observé suite à l'alimentation de la colonne suivit d'une période de drainage marqué par une diminution progressive de la teneur en eau.
- Phase 2 : La capacité d'infiltration diminue progressivement. L'eau apportée par la bâchée s'infiltré moins rapidement dans la colonne répartissant la quantité d'eau entrée sur une plus longue durée. L'amplitude des pics de teneur en eau diminue progressivement. Durant cette phase, le biomat se développe et mature.
- Phase 3 : Le sol est colmaté. Le taux d'infiltration à long terme est atteint [Siegrist et al., 2012]. La dynamique des bâchées n'influe pas sur la teneur en eau dans la zone non-saturée car elle est soumise à un régime permanent imposé par le biomat (couche limitante). Une lame d'eau peut être observée au-dessus de la surface d'infiltration.

L'étude de l'évolution des profils types de teneur en eau pour les colonnes colmatées en fonction du temps (Fig. 5.18, 5.19 et 5.20) permet de visualiser l'impact du développement du biomat sur la teneur en eau et met en évidence une atténuation progressive des pics provoqués par chaque bâchée pour les colonnes touchées par le colmatage.

L'amplitude de pic observée avant le colmatage est moins importante dans les colonnes de Corroy-le-Grand que pour les autres colonnes. Ce résultat est probablement dû à des écoulements préférentiels au sein de ces colonnes. En effet, la présence de turricules de vers de terre avait été signalée à la surface de ces colonnes lors de la deuxième semaine de l'alimentation.

6.4.5 Étude de la transition de colonne "non colmatée" à "colmatée"

La transition entre colonne non colmatée dont la teneur en eau est impactée par la dynamique des bâchées à colonne colmatée dont la teneur en eau ne varie pas dans le temps est progressive. La diminution de l'impact de cette dynamique des bâchées sur la teneur en eau est proportionnelle au développement du colmatage. Cette affirmation pourrait être mise en doute car la transition observée pour les colonnes de sols issues de Corroy-le-Grand sur la figure 5.18 paraît moins progressive. Mais cela peut s'expliquer par le fait que la majorité des données mesurées lors de cette période de colmatage pour les colonnes C7 et C11 était au-delà des valeurs fixées pour la méthode "seuil". Il n'y a donc pas de profils exploitables pour observer la fin de la transition. Pour la colonne C9, il est possible d'observer une évolution plus progressive en moyennant les profils de 2 journées plutôt que de 3 lors de la réalisation des profils types (Fig. 6.8).

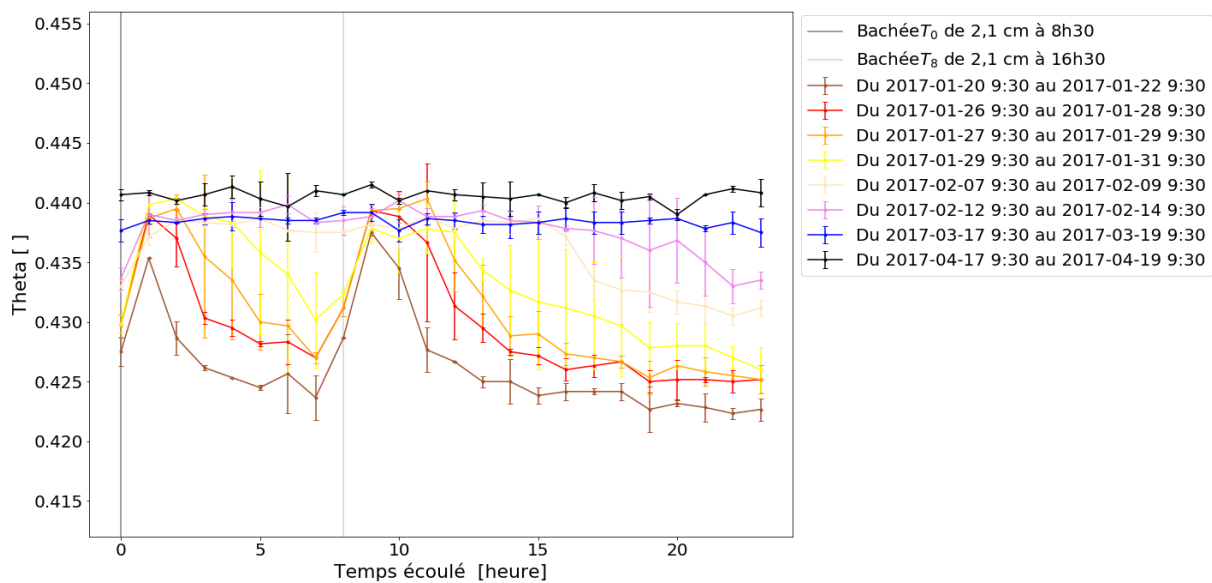


FIGURE 6.8 – Évolution des profils types de teneur en eau moyennés sur 2 jours pour la colonne C9 entre le 20/01/17 et le 19/04/17 en surface et la déviation standard.

6.4.6 Localisation du colmatage

L'étude des profils journaliers et particulièrement de la valeur à laquelle se stabilise la teneur en eau lors du colmatage, donne une indication sur la localisation du colmatage (si le capteur est inclus ou non dans la zone colmatée). Il permet également d'estimer une vitesse de colmatage minimum lors de ce processus de développement de la couche colmatée.

Sur la figure 5.18, une stabilisation de la teneur en eau pour les colonnes colmatées est observée. Cette stabilisation a lieu à la valeur θ_{max} pour les colonnes de Corroy et à une valeur moyenne de θ pour Saint-Léger. Cette observation pourrait s'expliquer par la localisation de la sonde par rapport à la zone colmatée. Si la sonde est dans la zone colmatée, la teneur en eau mesurée correspond à la teneur en eau de la zone saturée alors que si la sonde est situé en dessous de la zone colmatée, la stabilisation de la valeur de la teneur en eau correspond à la teneur en eau moyenne dans la zone non-saturée sondée.

Sur la figure 6.9, s'observe une augmentation de la teneur en eau moyenne mesurée par le TDR. Cela peut signifier que le biomat se développe en profondeur et atteint progressivement le capteur jusqu'à ce que celle-ci soit complètement incluse dans la zone colmatée. Dans le cas de la colonne S17, la colonne est passée d'un état "non colmaté" à "colmaté jusqu'à au moins 5 cm de profondeur" en 5 mois (jour 126). La sonde TDR S17 à 5 cm sous la surface est passée progressivement de non incluse dans le biomat à incluse entre le 06/03/19 (jour 62) et le 09/05/19 (jour 126) Sachant que le rayon d'influence du TDR autour de son axe est de 1,42 cm [Knight, 1992]. On peut dire que le biomat s'est développé au *minimum* de 1,42 cm en 64 jours. Ce qui permet d'estimer la vitesse de colmatage moyenne à plus de 0,22 mm par jour pendant cette période.

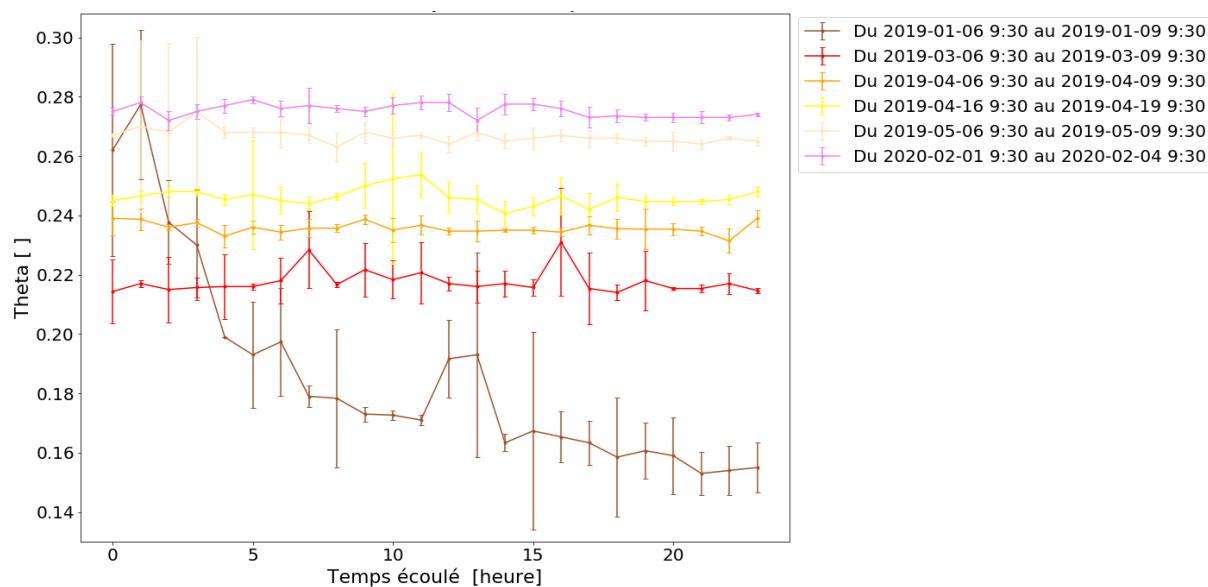


FIGURE 6.9 – Évolution des profils types de teneur en eau moyennés sur 3 jours pour la colonne S17 en surface entre le 06/01/2019 et le 04/02/2020 et la déviation standard.

6.4.7 Analyse du colmatage et décolmatage pour les 3 types de sols étudiés

La colonne S17 a donc subi à trois reprises des cycles de colmatage et décolmatage : Le premier processus de colmatage de la colonne S17 a duré 80 jours sous un régime hydraulique de 4,2 cm/jour ce qui fait un total de 336 cm d'eau usée ajoutés pour arriver à l'état colmaté ;

Après le griffage, le biomat a mis 183 jours à se recolmater avec un apport de 2,2 cm/jour ce qui fait un total de 390 cm d'eau usée ajoutés. Bien que l'amplitude des pics n'ait pas retrouvé la valeur initiale après le griffage, la durée de colmatage semble avoir été allongée par cette action ;

Suite à plusieurs mois de drainage, la dynamique des bâchées pouvait à nouveau être observée en surface de la colonne S17 avec une amplitude proche de l'amplitude initiale. En d'autres mots, arrêter l'alimentation apportée à la colonne S17 pendant suffisamment longtemps a permis un décolmatage. Cette colonne était à nouveau colmatée environ 120 jours après d'alimentation avec 2,1 cm d'eau usée appliqués par jour ce qui représente 252 cm d'effluent ajoutés.

Les 3 colonnes étudiées de Corroy-le-Grand ont quant à elles été colmatées lors de la première période étudiée et le sont restées. Le développement du biomat dans les sols issus de Corroy-le-Grand s'est en moyenne déroulé en 105 jours alors que le régime hydraulique appliqué était de 4,2 cm/jour elles se sont donc colmatées suite à l'ajout d'environ 441 cm d'effluent. Aucune opération de griffage n'a été effectuée sur ces colonnes et la période de plus de 200 jours de drainage n'a pas provoqué de dégradation de la couche colmatée.

Les sols de Michamps ne montrent pas de signe de colmatage en surface.

La colonne S17 s'est donc systématiquement colmatée suite à un ajout de charge organique inférieur à la charge nécessaire pour colmater les colonnes de Corroy-le-Grand. Cependant, le sol sableux de Saint-léger a pu être décolmaté naturellement grâce à l'arrêt de l'alimentation durant moins de 200 jours ce qui n'est pas le cas des colonnes de Corroy-le-Grand.

6.5 Processus d'élaboration d'une méthode de visualisation du colmatage

6.5.1 Recherche d'une méthode de visualisation du colmatage

Il a été mis en lumière que la variation de teneur en eau volumétrique infra journalière pendant le colmatage est proportionnelle au développement du biomat. En disposant de cette variation, le développement du biomat peut donc être visualisé sous forme de graphique.

La même logique a été appliquée à d'autres paramètres également influencés par le colmatage comme la succion matricielle et la cinétique de percolation à la sortie des colonnes.

L'évolution de la succion matricielle à une profondeur de 5 cm pour les 9 colonnes équipées de sondes tensiométrique lors des périodes de colmatage a été analysée (Fig. 6.10).

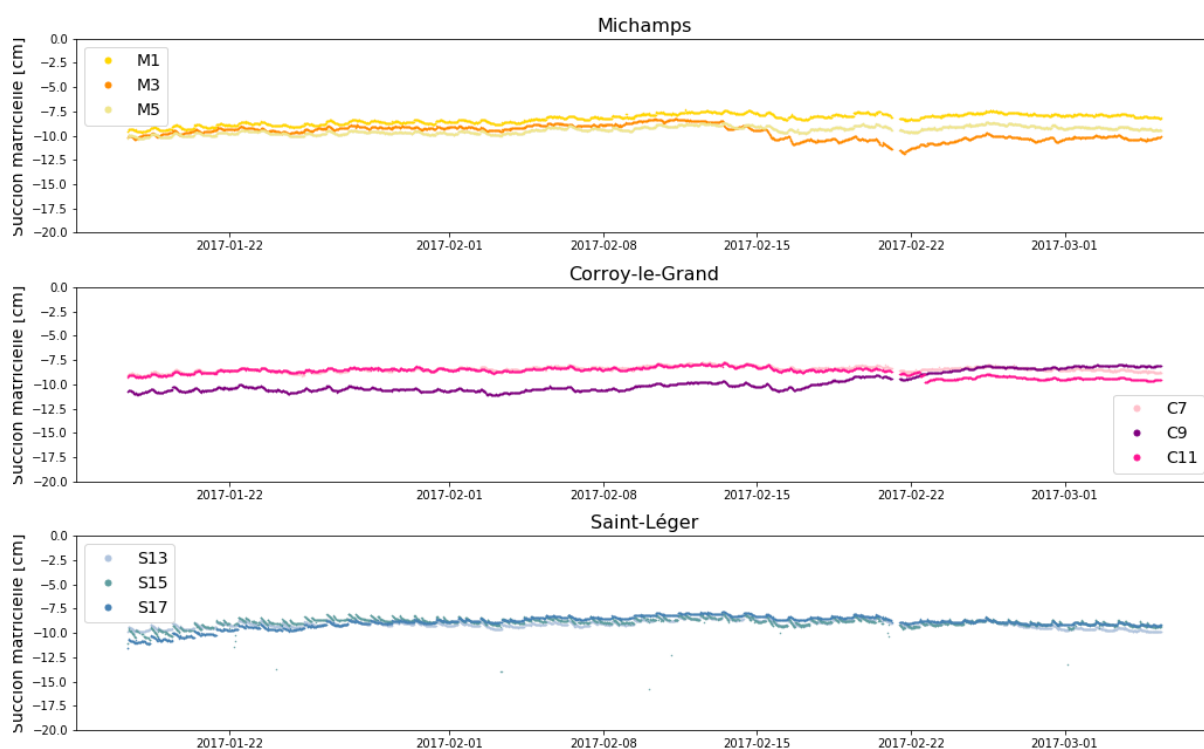


FIGURE 6.10 – Évolution de la succion matricielle à 5 cm sous la surface des 9 colonnes entre le 17/01/2017 et le 05/03/2017.

Cette étude a montré une stabilisation de la succion matricielle autour de -10 cm lors des périodes d'alimentation. L'évolution de la variation infra journalière de la succion due au colmatage n'a donc pas pu être comparée à la diminution de la variation de l'humidité observée lors du colmatage. Par conséquent, une analyse similaire à celle faite à partir des données de teneur en eau n'a pu être appliquée à l'évolution de la succion matricielle.

Les cinétiques de percolation des eaux à la sortie du dispositif présenté sur la figure 5.11 montre également une réponse différente pour les colonnes colmatées et non-colmatées. Cette figure pourrait être envisagée comme outil de détection du développement du colmatage. Ce paramètre n'ayant pas été caractérisé quotidiennement lors des périodes de colmatage, cette démarche n'a pu aboutir. L'installation de pluviomètres en sortie des colonnes lors de la prochaine reprise de l'alimentation

pourrait permettre de détecter le développement du biomat avant l'apparition du flaquage.

En pratique, l'utilisation de la teneur en eau comme indicateur de colmatage est plus approprié que d'utiliser les volumes percolants car *in situ*, les volumes sortant du SES ne pourront pas être mesurés aussi facilement que la teneur en eau.

6.5.2 Méthode indirecte de visualisation du développement du colmatage via la teneur en eau (IVDC)

Cette méthode (IVDC) basée sur la variation de teneur en eau volumétrique infra journalière pendant le colmatage génère des figures synthétisant l'information disponible concernant le colmatage. Il s'agit d'un outil dont la vocation première est d'anticiper le débordement des SES.

Ces figures générées permettent de visualiser la durée du processus du colmatage, de l'impact des périodes de drainage et d'alimentation ainsi que du griffage sur le colmatage. Elle permet également d'évaluer l'ampleur de la diminution de la variation de teneur en eau et peut être utilisée comme outil de détection des sols en cours de colmatage avant le débordement de ceux-ci. Cela peut s'apparenter à un système d'alerte, de mise en garde.

6.5.2.1 Construction de la méthode via l'interprétation des données disponibles

Sur les figures 5.21, 5.22 et 5.23, on observe une diminution de la variation de la teneur en eau infra journalière enregistrée au sein des colonnes de Corroy-Le-Grand et de la colonne 17 de Saint-Léger correspondant aux colonnes colmatées. Les débordements surviennent systématiquement après la stabilisation de la variation succédant à cette diminution.

Les débordements sont observés lorsque la variation infra journalière de la teneur en eau passe sous le seuil des 50 %, 25 % et 12 % pour les colonnes C11, C9 et C7. N'ayant pas de données pour les colonnes C7 et C11 aux dates de débordement, une moyenne des 10 dernières valeurs disponibles a été utilisée pour ces 2 colonnes. Les diminutions de 50 et 12 % de la variation sont donc probablement sous-estimées. Il est dès lors possible de dire que lorsque la valeur de cette variation diminue sous la limite des 50 % de la variation initiale en période d'alimentation, il y a de grande chance que la colonne étudiée soit en cours de colmatage. L'identification de cette limite est le fondement du système d'alerte développé pour surveiller le colmatage selon la méthode IVDC. En suivant cette logique, les colonnes S13 et S15 sont à surveiller, en effet, une diminution lente et constante de la variation de la teneur en eau est observée en surface de la colonne S15 et une diminution importante ressemblant au comportement de colonnes colmatées se remarque à la fin de la période 2 en surface de la colonne S13. La variation de teneur en eau semble stabilisée lors de la période 3 (sans considérer la période sans alimentation entre le 25/11/2019 et le 15/01/19). Aucune observation de flaquage n'a été rapportée pour cette colonne. Il est possible que l'arrêt de l'alimentation (fin de période 2) soit survenu avant l'obtention un biomat mature. Pour les trois processus de colmatage étudiés de la colonne S17, les débordements ont eu lieu lorsque la variation est devenue inférieure à 15 % de la variation initiale. Les colonnes S13 et S15 n'ont pas encore dépassé ce seuil.

6.5.2.2 *Méthode de suivi du colmatage proposée*

La méthodologie de suivi du colmatage proposée est la suivante :

1. Importer les données récoltées par le multiplexeur
2. Télécharger les données du drive
3. Faire tourner le script permettant la récupération, compilation et filtrage des données et mettre en graphique la variation infra journalière de la teneur en eau (p.ex. figure 5.23).

En observant le graphe obtenu, le praticien peut rapidement dire si la tendance de l'évolution de la variation de teneur en eau ($\Delta\theta$) reste stable ou diminue sous la variation initiale ($\Delta\theta_{initiale\ moyenne}$). Lorsque la pente de diminution de la variation de la teneur en eau est constante et que les valeurs passent sous le seuil de 50 % de la variation initiale, le sol sondé est à surveiller car le colmatage est en cours. Une opération de griffage peut être programmée afin d'éviter d'atteindre l'échec hydraulique du système. Il faut toutefois faire attention à ne pas confondre les périodes de drainage pour lesquelles la variation est stable et pratiquement nulle avec la stabilisation de la variation suite au colmatage. Il est conseillé de ne pas afficher ces périodes sur la figure réalisée afin de rendre la figure plus explicite.

6.5.2.3 *Application pratique*

La méthode IVDC pourrait déboucher sur certaines approches pratiques dont la vocation principale serait d'allonger la durée de vie des SES. En équipant les SES de sondes TDR à faible profondeur, un suivi indirect de l'évolution du colmatage peut être envisagé à condition d'importer et d'analyser régulièrement les données récoltées et de les traiter par la méthode IVDC. Le colmatage des sols serait alors détecté avant le débordement de ceux-ci ce qui permettrait d'anticiper et de planifier une opération de griffage ou un arrêt de l'alimentation. Cependant, l'arrêt de l'alimentation est relativement théorique car difficilement envisageable pour des systèmes reliés à une source d'effluents en activité (p.ex. une maison). En pratique, il pourrait être envisagé que la chambre de répartition soit équipée d'un dispositif orientant les effluents vers différents bras du système d'épandage en alternance afin de soulager les zones du système présentant des signes de colmatage (Fig. 1.1). L'avantage principal étant la prolongation de la durée de vie du système sans nécessiter de travaux invasifs et destructifs pour remédier au colmatage.

Cette mise en oeuvre est forcément conditionnée à la nature des sols. En effet, sur base des analyses réalisées en laboratoire pendant 3 ans, on a pu déterminer que les sols limono-caillouteux de Michamps ne montrent pas de signe de colmatage pour le moment et ne nécessiteraient donc pas de mesures extraordinaire pour l'installation d'un SES. Les sols limoneux de Corroy-le-Grand sont quant à eux toujours colmatés après une période de drainage de 200 jours en laboratoire. Cette période étant longue, ce type de sol ne semble pas optimal pour développer un système d'épuration par les sols. L'approche envisageant des périodes de drainage par alternance, pourrait convenir sur des sols sableux similaires à ceux de Saint-Léger car il a été observé en laboratoire qu'une période de drainage de 200 jours permet la décomposition du biomat (3^{ème} période pour la colonne S17 sur les figures 5.20 et 5.21). A ce titre, il serait intéressant de réaliser une étude entièrement dédiée à la détermination de la durée minimum de drainage nécessaire au décolmatage de ce type de sol.

7 Conclusions

En vue d'améliorer la compréhension des processus épuratoires et hydrauliques des sols wallons, une série d'échantillons représentatifs de ce territoire a été prélevée et conditionnée en colonnes afin d'en étudier le comportement en situation d'infiltration d'eau usée domestique pendant une période définie.

Les données ainsi obtenues ont été compilées et filtrées par différentes méthodes pour en permettre l'exploitation.

La méthode "seuil" s'applique à l'ensemble des données et permet de faire un premier échantillonnage des valeurs ayant du sens pour chaque mesure effectuée.

La méthode "différence" est plus sensible, une analyse préalable des résultats est nécessaire pour la sélection du seuil. Cette méthode permet l'élimination de la majorité du bruit rendant déjà le signal exploitable de façon satisfaisante. Cependant, cette méthode n'est pas efficace lorsque plusieurs valeurs apparemment aberrantes successives sont relativement similaires (différence inférieure au seuil sélectionné).

Pour optimiser encore le filtrage, la méthode "filtfilt" permet d'effacer le bruit résiduel en interpolant les valeurs disponibles. Cette méthode ne convient pas à l'ensemble des données. La fonction d'approximation du filtre Butterworth est conçue pour apporter la réponse la plus plate possible, avec un minimum d'oscillations. Cependant, lorsque qu'il n'y a pas de signal dominant et que les valeurs varient entre une large gamme de valeurs, l'interpolateur génère des *minima* et *maxima* locaux qui n'ont pas de sens pour l'interprétation du signal. Pour ce filtre, 2 paramètres sont introduits permettant de créer une infinité de modèles. Une large gamme de paramètres a été balayée lors de cette analyse.

D'un point de vue épuratoire, les DCO mesurées dans les eaux de sortie des colonnes se sont avérées stables depuis le début de l'expérience pour les trois types de sols étudiés. En terme de DBO, sur base des données disponibles, les performances épuratoires des colonnes de Michamps (non colmatées) sont inchangées alors que celles des colonnes de Saint-léger (une sur 4 colmatée) et de Corroy-le-Grand (toutes colmatées) sont caractérisés par une diminution significative passant respectivement de 94 % à 74 % et de 93 % à 28 % de taux d'abattement en moins de 2 ans.

Il ressort de cette observation que le colmatage nuit au bon fonctionnement des SES en termes de performances épuratoires. Sachant que le colmatage mène également à l'échec hydraulique du système contaminant l'environnement et présentant un risque pour la santé. Il est donc primordiale d'établir des outils de contrôle de ce colmatage afin d'éviter tout risque d'incident écologique.

Une méthode indirecte de visualisation du processus du colmatage a été développée via l'étude de la variation infra journalière de la teneur en eau (méthode IVDC).

Cette méthode permet de visualiser la durée du processus du colmatage, de visualiser l'impact des périodes de drainage et d'alimentation ainsi que du griffage sur le colmatage. Elle permet également

d'évaluer l'ampleur de la diminution de la variation de teneur en eau et peut être utilisée comme outil de détection des sols en cours de colmatage avant le débordement de ceux-ci.

En équipant les SES de sondes TDR, un suivi indirect de l'évolution du colmatage peut être envisagé. A condition d'importer et d'analyser régulièrement les données récoltées, le colmatage des colonnes serait détecté avant le débordement de celles-ci ce qui permettrait d'anticiper et de planifier une opération de griffage ou un arrêt de l'alimentation.

Actuellement, selon les observations faites grâce à cette méthode, les colonnes S13 et S15, colonnes de sol sableux, sont à surveiller car un potentiel colmatage est en cours. Il serait intéressant d'effectuer des opérations de griffage sur les colonnes de Corroy-Le-Grand et de répéter l'opération sur la colonne S17 afin de confirmer que le griffage permet d'allonger la durée d'efficacité du filtre.

Références bibliographiques

- Alshiblawi, P. (2016). *Investigating of bioclogging in homogenous and heterogeneous uncontaminated and contaminated sands*. PhD thesis, Cardiff University.
- AquaWal (2012a). *Guide pratique à l'usage des communes et relatif à l'assainissement des eaux usées*.
https://www.uvcw.be/no_index/publications-online/82-2.pdf, consulté le 20/01/2020.
- AquaWal (2012b). Les obligations européennes, tout savoir sur l'eau.
<https://www.aquawal.be/fr/les-obligations-europeennes.html?IDC=584>, consulté le 20/01/2020.
- Beach, D. N. (2001). *Use of one-dimensional columns and unsaturated flow modeling to assess the hydraulic processes in soil-based wastewater treatment systems, The*. PhD thesis, Colorado School of Mines. Arthur Lakes Library.
- Beach, D. N., McCray, J. E., Lowe, K. S., and Siegrist, R. L. (2005). Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation. *Journal of Hydrology*, 311(1-4) :230–243.
- Beal, C., Gardner, E., Kirchhof, G., and Menzies, N. (2006). Long-term flow rates and biomat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent. *Water research*, 40(12) :2327–2338.
- Beal, C., Gardner, E., and Menzies, N. (2005). Process, performance, and pollution potential : A review of septic tank–soil absorption systems. *Soil Research*, 43(7) :781–802.
- Bielders, C. and Javaux, M. (2018). Physique du sol appliquée à l'agronomie et l'environnement. Transparents de cours, LBRES2103 , Université catholique de Louvain.
- Bouma, J. (1975). Unsaturated flow during soil treatment of septic tank effluent. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 101(6) :967–983.
- Campbell scientific (2018). 107 sonde de température.
<https://www.campbellsci.fr/107>, consulté le 08/08/20.
- Commission Européenne (1991). Directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines 91/271/cee.
<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=FR>, consulté le 25/05/20.
- Crescimanno, G., Iovino, M., and Provenzano, G. (1995). Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Science Society of America Journal*, 59(6) :1701–1708.
- Degrémont, S. (2005). *Mémento technique de l'eau*. Degrémont Paris. 1718 pages.
- Delmelle, P. and Agnan, Y. (2020). Pédologie appliquée. Transparents de cours, LBIRE2104 , Université catholique de Louvain.

- ElectronicsTutorials (2018). Signal processing toolbox : filtfilt.
https://www.electronics-tutorials.ws/filter/filter_8.html, consulté le 5/08/20.
- Feller, X. (2018). Caractérisation expérimentale de l'épuration d'eaux usées domestiques par leur infiltration au travers de colonnes de sol, mémoire de bioingénieur, université catholique de louvain. 71 pages.
- Ferre, P. A., Knight, J., Rudolph, D., and Kachanoski, R. (1998). The sample areas of conventional and alternative time domain reflectometry probes. *Water Resources Research*, 34(11) :2971–2979.
- Frédéric Legrand (2014). Filtres passe-bas analogiques et numériques.
<https://www.f-legrand.fr/scidoc/docimg/sciphys/electro/filtrespb/filtrespb.html>, consulté le 12/08/20.
- Gerin, P. and Delmelle, P. (2018). Physico-chimie biologique de l'eau et du sol. Transparents de cours, LBRTE2101 , Université catholique de Louvain.
- Github (2011). Filtfilt.
<https://scipy-cookbook.readthedocs.io/items/FiltFilt.html>, consulté le 10/05/20.
- Gouvernement wallon (2004). Décret relatif au livre ii du code de l'environnement constituant le code de l'eau (1) (m.b. 23.09.2004).
<http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeau decret.htm>, consulté le 26/05/20.
- Gouvernement wallon (2016). Arrêté du gouvernement wallon fixant les conditions intégrales et sectorielles relatives aux systèmes d'épuration individuelle m.b. 29.12.2016.
<http://environnement.wallonie.be/legis/pe/pesecteau022.htm>, consulté le 25/05/20.
- Heatwole, K. K. and McCray, J. E. (2007). Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1-2) :184–201.
- Hill, D. and Frink, C. (1980). Septic system longevity increased by improved design. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, pages 2199–2203.
- Jacquemet, G. (1979). Urbanisme parisien : La bataille du tout-a-l'égout a la fin du xixe siècle. *Revue d'histoire moderne et contemporaine (1954-)*, 26(4) :505–548.
- Kasnavia, T., Vu, D., and Sabatini, D. A. (1999). Fluorescent dye and media properties affecting sorption and tracer selection. *Groundwater*, 37(3) :376–381.
- Knappe, J., Somlai, C., Fowler, A. C., and Gill, L. W. (2019). Using 3-dimensional soil sensor networks to trace biomat growth in soil treatment units. In *Geophysical Research Abstracts*, volume 21.
- Knappe, J., Somlai, C., Fowler, A. C., and Gill, L. W. (2020). The influence of pre-treatment on biomat development in soil treatment units. *Journal of Contaminant Hydrology*, page 103654.

- Knight, J. (1992). Sensitivity of time domain reflectometry measurements to lateral variations in soil water content. *Water Resources Research*, 28(9) :2345–2352.
- McCray, J. et al. (2009). *State of the science : review of quantitative tools to determine wastewater soil treatment unit performance*. IWA Publishing.
- McCray, J. E., Kirkland, S. L., Siegrist, R. L., and Thyne, G. D. (2005). Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients. *Groundwater*, 43(4) :628–639.
- Mermoud, A. (2006). État de l'eau du sol. Transparents de cours, École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Orero, D. (2017). Modélisation de la dynamique du traitement des eaux usées par infiltration dans le sol, mémoire de bioingénieur, université catholique de louvain. 103 pages.
- Phalempin, M. (2018). Mission de guidance sur le traitement approprié et la capacité épuratoire des sols, convention d'étude entre le earth and life institute de l'université catholique de louvain et la direction générale opérationnelle agriculture, ressources naturelles et environnement. 226 pages.
- Ringuest, J. L. (1986). A chi-square statistic for validating simulation-generated responses. *Computers & operations research*, 13(4) :379–385.
- Rochex, A. and Lebeault, J.-M. (2007). Effects of nutrients on biofilm formation and detachment of a pseudomonas putida strain isolated from a paper machine. *Water research*, 41(13) :2885–2892.
- Rodier, J. and Legube, B. (2009). *L'analyse de l'eau*. Dunod.
- Rosenzweig, R., Shavit, U., and Furman, A. (2012). Water retention curves of biofilm-affected soils using xanthan as an analogue. *Soil Science Society of America Journal*, 76(1) :61–69.
- Shaw, J. C., Bramhill, B., Wardlaw, N., and Costerton, J. (1985). Bacterial fouling in a model core system. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(3) :693–701.
- Siegrist, R., Lowe, K., Geza, M., and Mccray, J. (2012). Soil treatment units used for effluent infiltration and purification within onsite wastewater systems : science and technology highlights. international symposium on domestic wastewater treatment and disposal systems. Dublin, Ireland.
- Siegrist, R. L. and Boyle, W. C. (1987). Wastewater-induced soil clogging development. *Journal of environmental engineering*, 113(3) :550–566.
- Sou, Y. M. (2009). *Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols*, Laboratoire d'écohydrologie, école polytechnique fédérale de Lausanne. PhD thesis. 178 pages.
- SPGE (2018a). l'assainissement autonome.
<http://www.spge.be/fr/assainissement.html?IDC=1094>, consulté le 19/05/20.

- SPGE (2018b). Notion d'équivalent-habitant (eh).
<http://www.spge.be/fr/notion-d-equivalent-habitant-eh.html?IDC=1094&IDD=1368>, consulté le 19/05/20.
- Stackexchange (2018). Apply low pass butterworth filter in python.
<https://dsp.stackexchange.com/questions/49460/apply-low-pass-butterworth-filter-in-python>, consulté le 20/07/20.
- Stackoverflow (2005). Signal processing toolbox : filtfilt.
<http://matlab.izmiran.ru/help/toolbox/signal/filtfilt.html>, consulté le 5/08/20.
- Stackoverflow (2011). Filtrage passe-haut dans matlab.
<https://www.it-swarm.dev/fr/matlab/filtrage-passe-haut-dans-matlab/971228286/>, consulté le 20/07/20.
- stackoverflow (2012). Comment implémenter un filtre butterworth passe-bande avec scipy.signal.butter.
<https://www.it-swarm.dev/fr/matlab/filtrage-passe-haut-dans-matlab/971228286/>, consulté le 20/07/20.
- Tandia, C. (2007). Contrôle et suivi de la qualité des eaux usées protocole de détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologiques (control and monitoring of wastewater quality protocol for determining physical, chemical and bacteriological parameters). *Centre Régional Pour L'eau Potable Et L'assainissement A Faible Coût, Centre collaborant de l'OMS, Ouagadougou, Burkina Faso*.
- ULaval (2012). Notions de base en physique des sols.
http://www.grr.ulaval.ca/gaa_7003/Documents/Notes_cours_2012/CH_1_Phy_sols.pdf, consulté le 10/08/20.
- UNESCO (2016). Programme mondial pour l'Évaluation des ressources en eau (wwap).
<http://www.unesco.org/new/fr/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2016-water-and-jobs/>, consulté le 20/02/20.
- USEPA (2002). Onsite wastewater treatment systems manual. *Volume 1*.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E., and Figueroa, L. (2001a). Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research*, 35(4) :953–964.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E., and Figueroa, L. (2001b). Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research*, 35(4) :953–964.
- Viré, L. (1973). *La Distribution publique d'eau à Bruxelles : 1830-1870*. Number 33. Pro Civitate,(Crédit communal de Belgique, bd PachéCompany, 44).

Volk, E., Iden, S. C., Furman, A., Durner, W., and Rosenzweig, R. (2016). Biofilm effect on soil hydraulic properties : Experimental investigation using soil-grown real biofilm. *Water Resources Research*, 52(8) :5813–5828.

Zanutel, A. (2017). Evolution des propriétés hydrauliques des sols en régime d'infiltration d'eaux usées domestiques, mémoire de bioingénieur, université catholique de louvain. 179 pages.

Annexes

A Étapes d'importation des données

1. Importer l'ensemble du dossier *CRX_Data* sur le OneDrive EPUSOL du ELI Le dossier est organisé en sous fichiers classés par date d'importation. Trois fichiers par dossiers sont exploités dans le cadre de ce mémoire :
 - *CR1000_EPUSOL_ToppVWC_Table.dat* pour la teneur en eau (TDR) ;
 - *CR1000_EPUSOL_Tensio_kOhms_Table.dat* contenant les valeurs des résistances mesurées par les tensiomètres ;
 - *CR1000_EPUSOL_Temp_Table.dat* contenant les températures mesurées par la sonde de température ;
2. Mettre tous les fichiers sous le même format pour qu'ils puissent être concaténés
 - Placer correctement les guillemets mal placées dans certains titres ;
 - Supprimer des guillemets en trop dans certains titres ;
 - Ajouter des guillemets autour des dates qui n'en ont pas ;
 - Remplacer les "espaces" par des "virgules" comme délimiteurs pour les fichiers concernés ;
 - Supprimer les répétitions de données (fichier *2017_11_28_depuis_le_chgt_heure*)
3. Mettre des titres aux colonnes
4. Retirer les lignes inutiles
5. Mettre le temps en format datetime et en index du dataframe
6. Concaténer les fichiers ensemble sans répéter les lignes contenant les titres

B Évolution de la variation de teneur en eau non filtrée par la méthode "différence" (Corroy-le-Grand).



FIGURE B.1 – Évolution de la variation de teneur en eau dans les colonnes de Corroy à partir de données non filtrées.

C Teneur en eau filtrée par la méthode "filtfilt"

Cette annexe présente les données de teneur en eau traitées avec le filtre `filtfilt` de `scipy` en python. Les 3 premières figures (C.2, C.3 et C.4) représentent l'impact du paramètre `d` sur le filtrage des données avec le paramètre `e` fixé à 0,02. Les 3 suivantes figures (C.5, C.6 et C.7) représentent l'impact du paramètre `e` sur le filtrage des données avec le paramètre `d` fixé à 8.

Les données "sans `filtfilt`" ont préalablement été filtrées par les méthodes "seuil" et "différence".

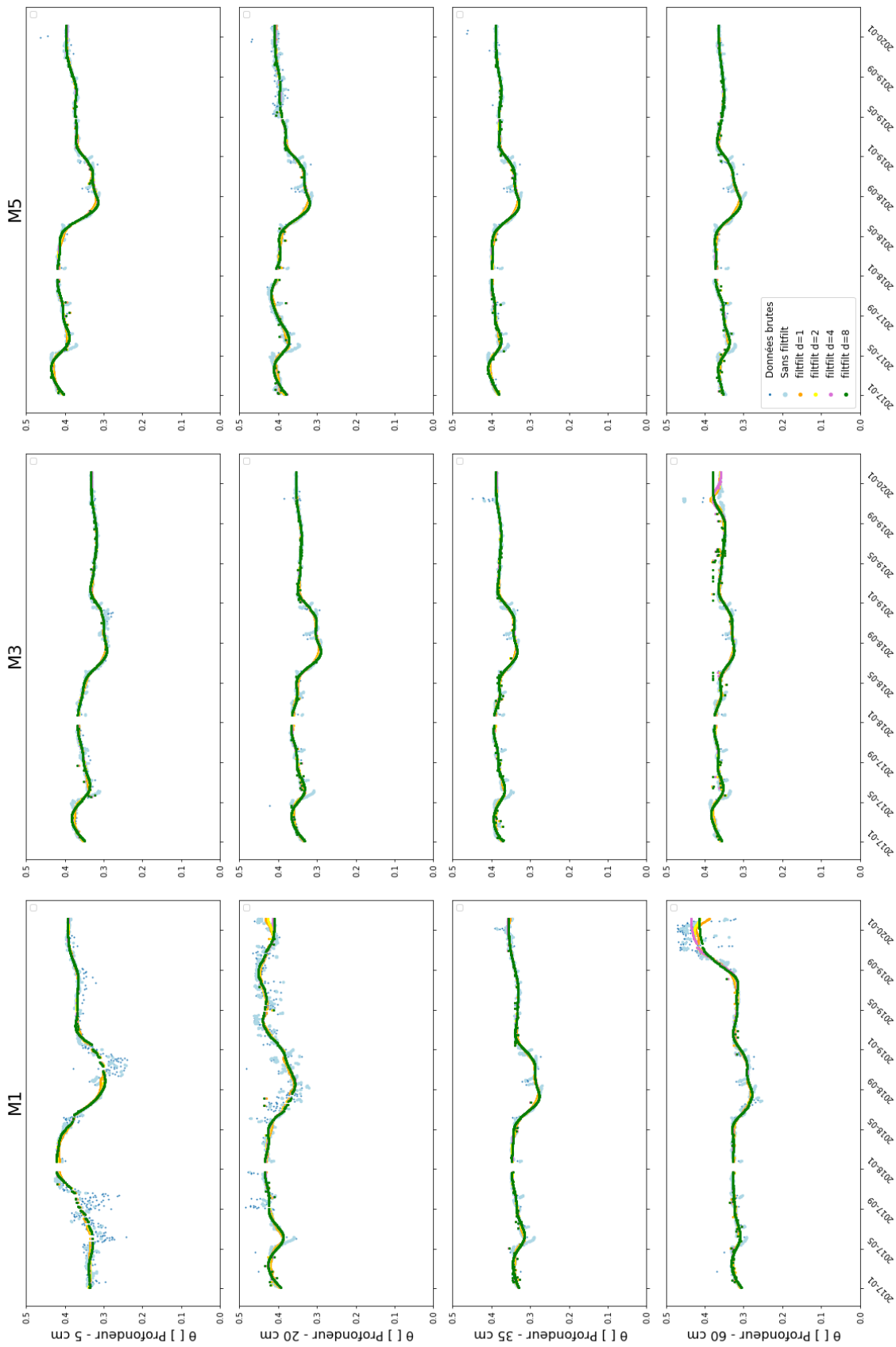


FIGURE C.2 – Comparaison des modèles obtenus par l’application de différents paramètres d et le paramètre e fixé à 0,02 dans le filtre filterfit pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Michamps

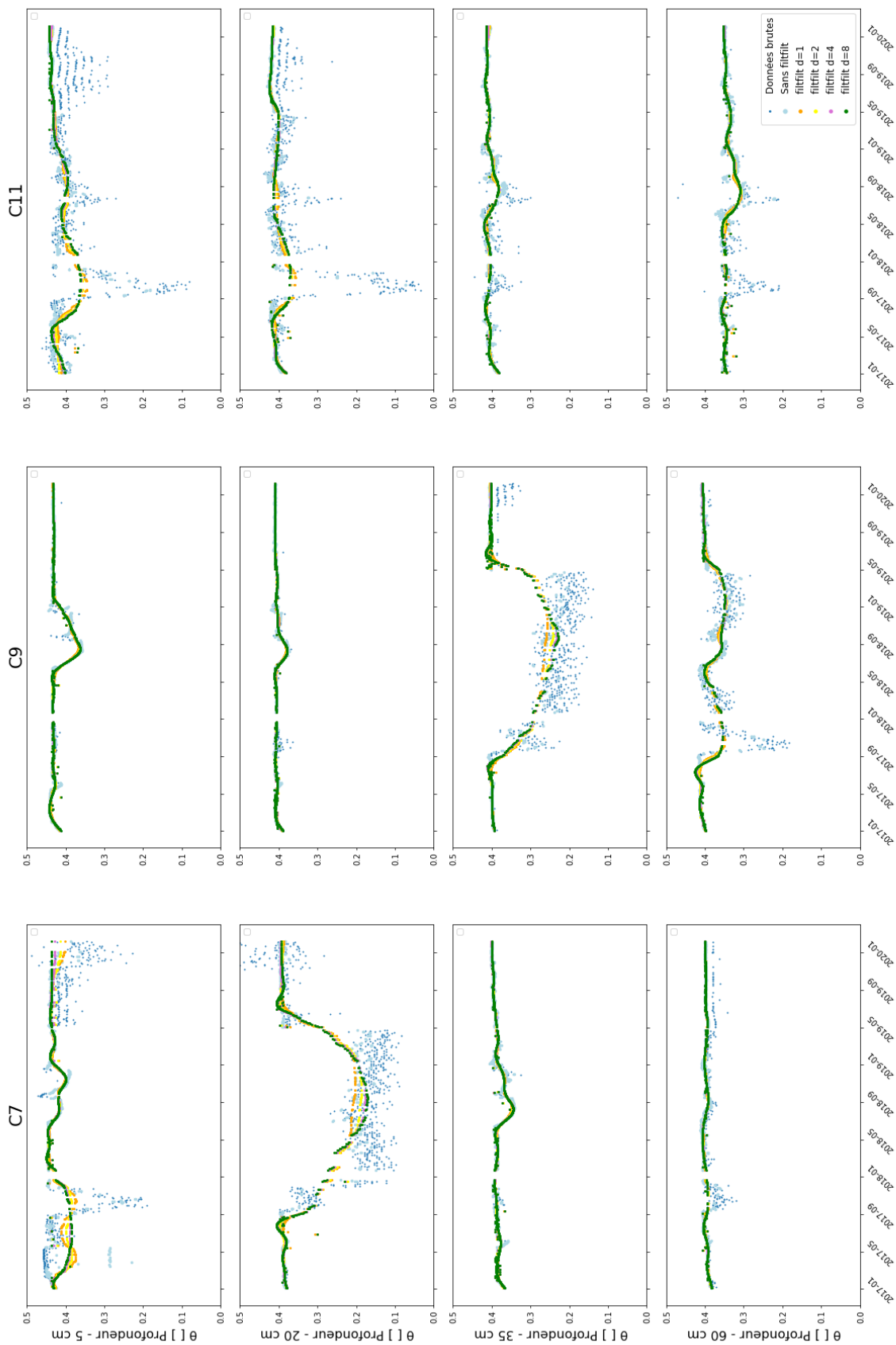


FIGURE C.3 – Comparaison des modèles obtenus par l’application de différents paramètres d et le paramètre e fixé à 0,02 dans le filtre filtfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Corroy-le-Grand

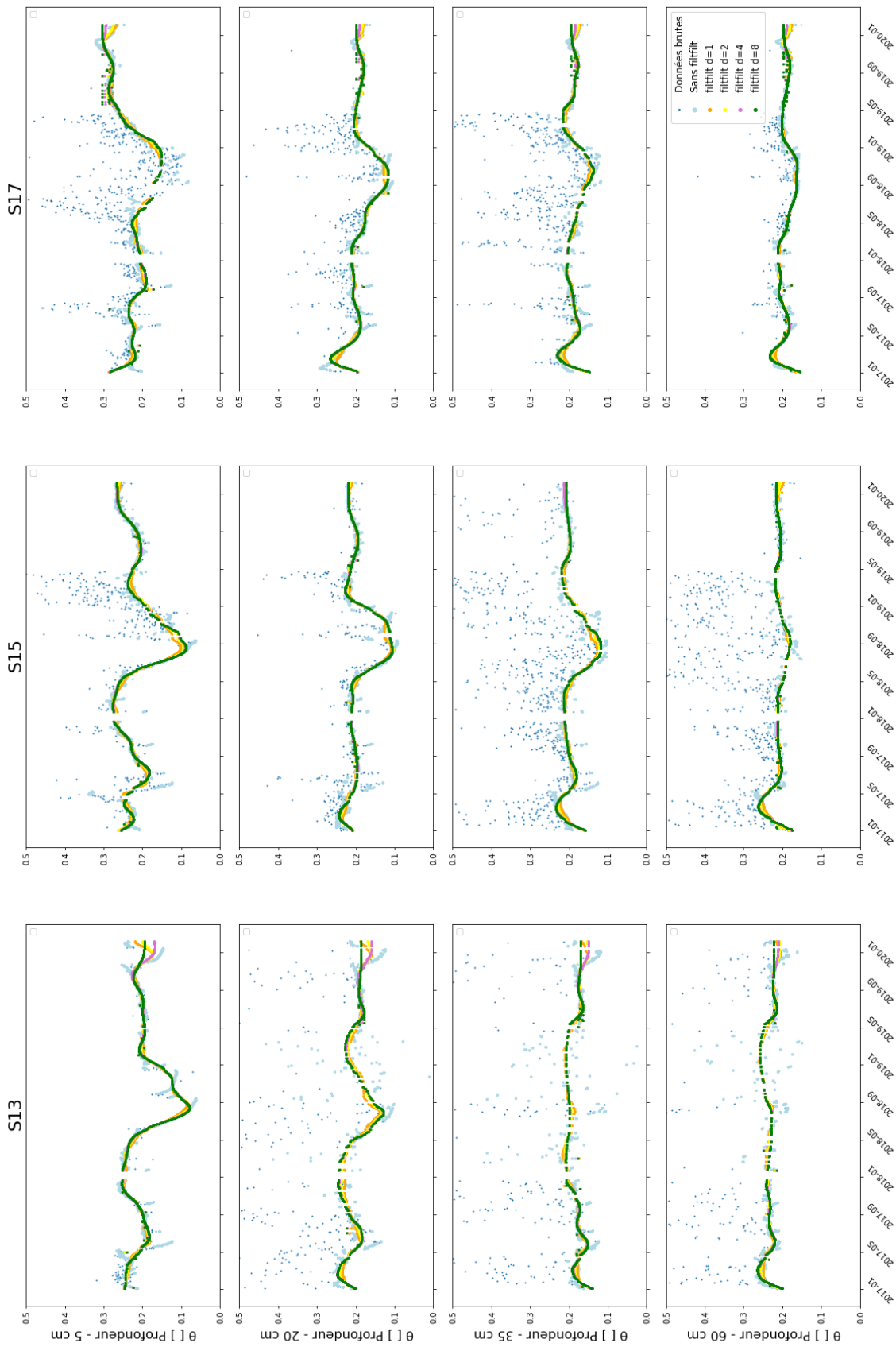


FIGURE C.4 – Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres d et le paramètre e fixé à 0,02 dans le filtre filfit pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Saint-Léger

		d=1		d=2		d = 4		d=8		d=10	
Col.	Prof. [cm]	χ^2	p-value	χ^2	p-value	χ^2	p-value	χ^2	p-value	χ^2	p-value
M1	5	1,3E-05	1,00	4,4E-04	0,98	1,9E-05	1,00	3,0E-05	1,00	2,0E-02	0,89
	20	2,9E-04	0,99	7,8E-04	0,98	2,3E-03	0,96	2,8E-03	0,96	1,1E-02	0,92
	35	7,9E-05	0,99	2,2E-04	0,99	3,7E-04	0,98	2,2E-04	0,99	2,1E-02	0,89
	60	8,5E-03	0,93	2,4E-02	0,88	3,6E-02	0,85	1,3E-02	0,91	3,8E-02	0,85
M3	5	3,4E-05	1,00	2,1E-05	1,00	1,4E-07	1,00	1,0E-05	1,00	1,6E-02	0,90
	20	1,4E-05	1,00	7,9E-06	1,00	3,6E-06	1,00	4,8E-06	1,00	1,8E-02	0,89
	35	1,3E-05	1,00	1,0E-05	1,00	1,1E-06	1,00	1,0E-05	1,00	1,9E-02	0,89
	60	3,6E-05	1,00	5,4E-05	0,99	3,2E-05	1,00	9,7E-04	0,98	2,4E-02	0,88
M5	5	8,3E-06	1,00	8,1E-06	1,00	3,0E-07	1,00	9,3E-06	1,00	2,2E-02	0,88
	20	2,5E-05	1,00	6,2E-05	0,99	1,0E-04	0,99	1,1E-04	0,99	2,0E-02	0,89
	35	1,4E-05	1,00	6,8E-06	1,00	6,9E-07	1,00	1,0E-06	1,00	2,3E-02	0,88
	60	6,7E-06	1,00	1,7E-05	1,00	4,5E-07	1,00	5,0E-07	1,00	1,4E-02	0,90
C7	5	1,5E-03	0,97	3,6E-03	0,95	1,1E-02	0,92	2,1E-02	0,88	9,7E-02	0,76
	20	8,1E-05	0,99	1,2E-04	0,99	2,8E-04	0,99	2,1E-06	1,00	1,4E-02	0,91
	35	1,7E-03	0,97	4,5E-03	0,95	7,9E-03	0,93	1,1E-02	0,92	5,6E-02	0,81
	60	1,7E-06	1,00	3,8E-07	1,00	4,0E-07	1,00	1,8E-05	1,00	1,8E-02	0,89
C9	5	2,0E-05	1,00	9,9E-06	1,00	7,8E-06	1,00	7,6E-06	1,00	2,5E-02	0,88
	20	9,5E-06	1,00	3,9E-06	1,00	2,3E-06	1,00	2,3E-06	1,00	1,9E-02	0,89
	35	2,0E-05	1,00	1,2E-05	1,00	5,7E-06	1,00	1,5E-07	1,00	1,7E-02	0,90
	60	2,1E-06	1,00	3,8E-06	1,00	7,4E-07	1,00	2,8E-06	1,00	1,7E-02	0,90
C11	5	5,8E-05	0,99	4,3E-05	0,99	2,5E-04	0,99	1,4E-03	0,97	7,3E-03	0,93
	20	4,0E-05	0,99	5,9E-06	1,00	1,4E-05	1,00	2,7E-04	0,99	1,5E-02	0,90
	35	1,5E-05	1,00	8,4E-06	1,00	3,8E-05	1,00	1,8E-04	0,99	2,0E-02	0,89
	60	9,7E-07	1,00	1,7E-06	1,00	3,4E-06	1,00	1,5E-05	1,00	1,8E-02	0,89
S13	5	1,4E-03	0,97	5,5E-03	0,94	2,0E-02	0,89	7,5E-03	0,09	3,4E-03	0,92
	20	1,5E-03	0,97	3,0E-03	0,96	5,1E-04	0,98	1,2E-03	0,97	1,0E-02	0,92
	35	4,4E-03	0,95	8,3E-03	0,93	7,5E-03	0,93	4,9E-03	0,94	5,2E-03	0,94
	60	2,1E-03	0,96	5,0E-03	0,94	1,9E-03	0,97	4,5E-04	0,98	1,1E-02	0,92
S15	5	3,1E-04	0,99	7,1E-04	0,98	1,4E-03	0,97	1,0E-03	0,97	7,0E-03	0,93
	20	4,9E-04	0,98	1,1E-03	0,97	1,8E-03	0,97	2,0E-03	0,96	1,7E-02	0,90
	35	3,7E-03	0,95	7,9E-03	0,93	1,0E-02	0,92	1,9E-03	0,97	4,3E-03	0,95
	60	3,7E-03	0,95	3,7E-03	0,95	5,9E-03	0,94	7,7E-03	0,93	2,9E-02	0,86
S17	5	1,2E-03	0,97	2,8E-03	0,96	7,9E-03	0,93	1,1E-02	0,92	4,2E-02	0,84
	20	2,9E-04	0,99	7,2E-04	0,98	2,1E-03	0,96	4,4E-03	0,95	2,0E-02	0,89
	35	3,2E-04	0,99	7,2E-04	0,98	2,2E-03	0,96	5,6E-03	0,94	2,1E-02	0,89
	60	1,3E-03	0,97	1,2E-03	0,97	3,0E-03	0,96	5,3E-03	0,94	2,4E-02	0,88
p-value moy			0,991		0,986		0,98		0,98		0,88

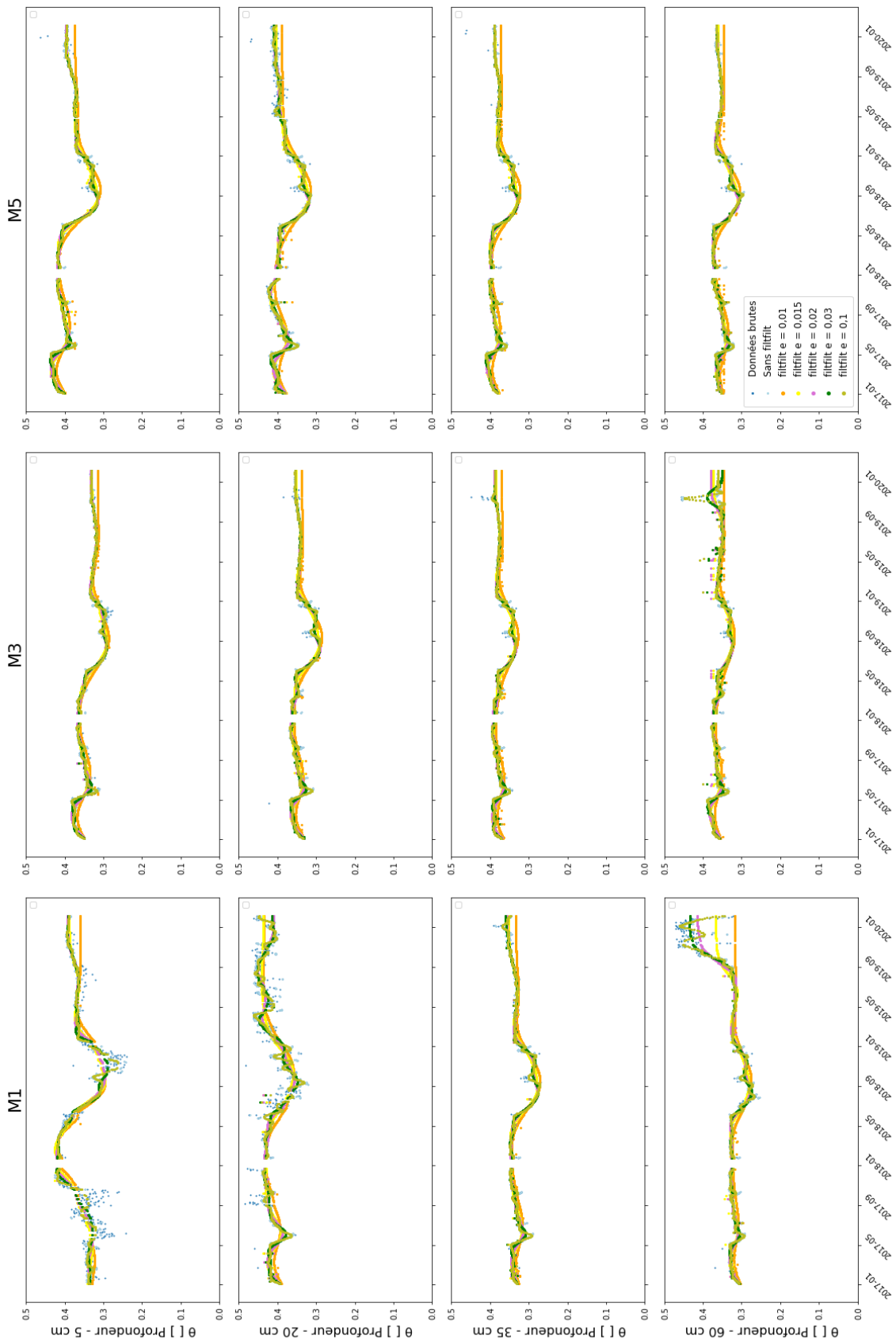


FIGURE C.5 – Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres e avec le paramètre d fixé à 8 dans le filtre `filtfilt` pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Michamps

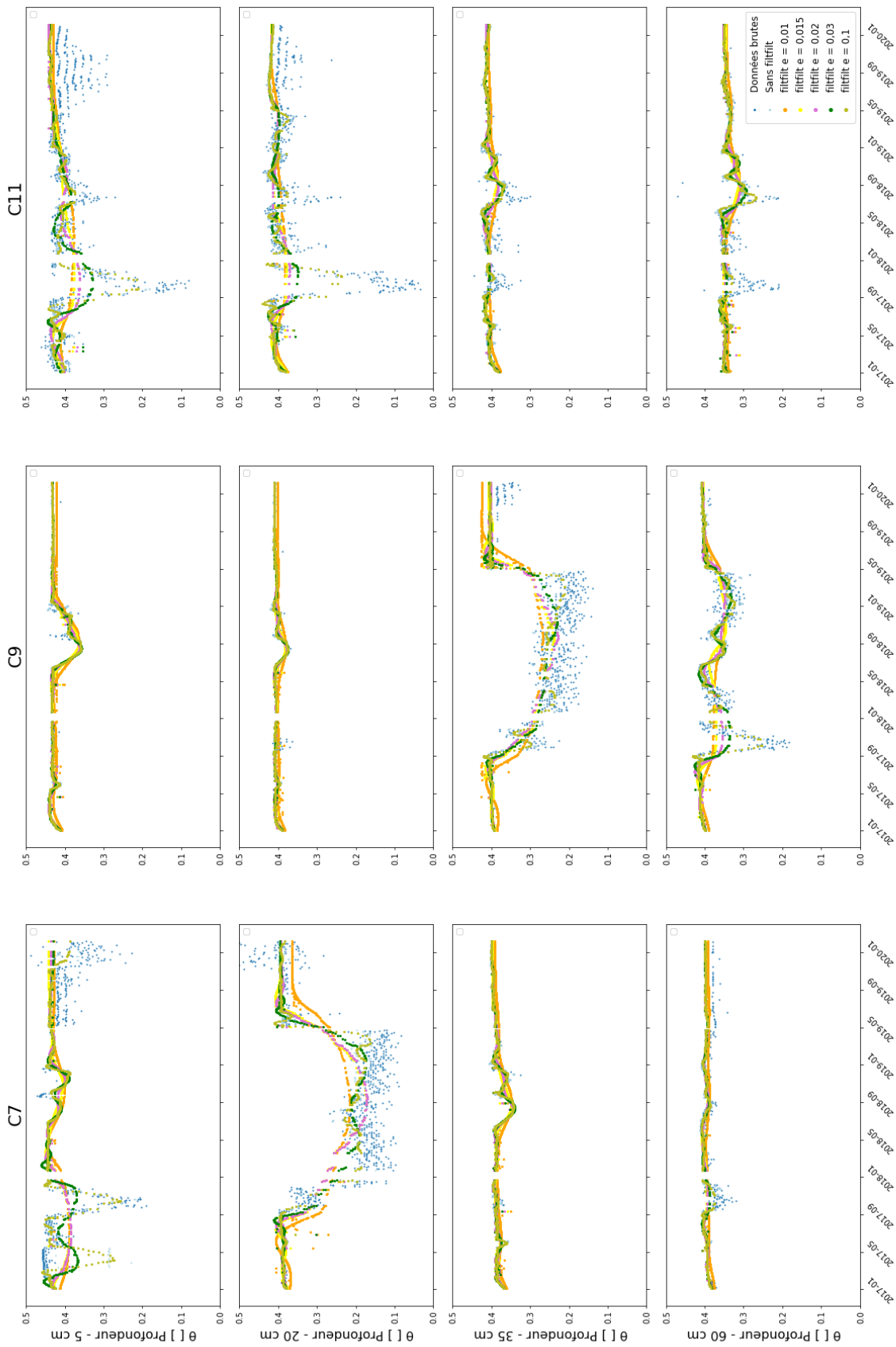


FIGURE C.6 – Comparaison des modèles obtenus par l’application de différents paramètres e avec le paramètre d fixé à 8 dans le filtre filtfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Corroy-le-Grand

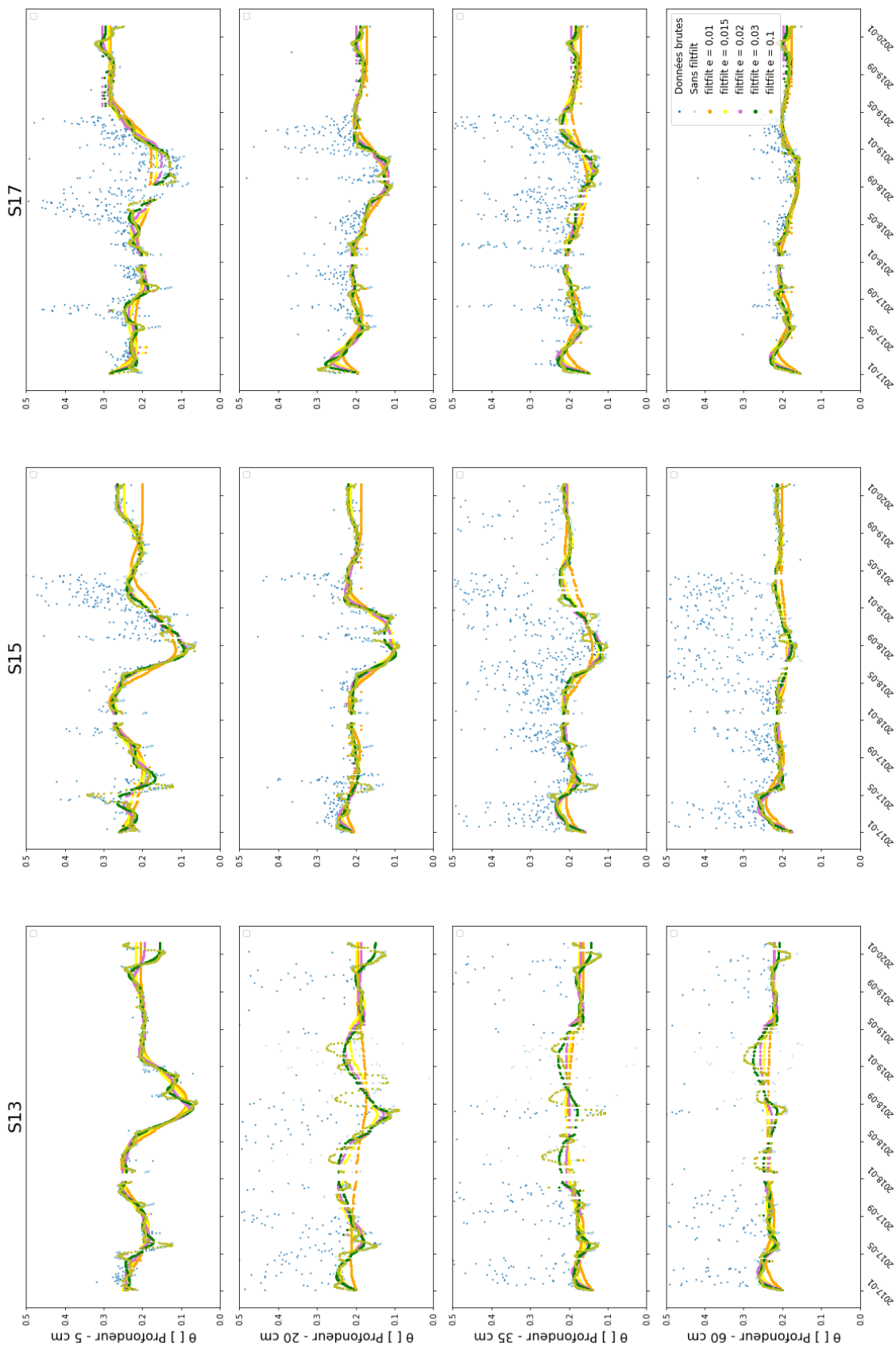


FIGURE C.7 – Comparaison des modèles obtenus par l'application de différents paramètres e avec le paramètre d fixé à 8 dans le filtre filfit pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Saint-Léger

		e = 0,01		e = 0,015		e = 0,02		e = 0,03		e = 0,1	
Col.	Prof. [cm]	χ_{obs}^2	p-value	χ_{obs}^2	p-value	χ_{obs}^2	p-value	χ_{obs}^2	p-value	χ_{obs}^2	p-value
M1	5	2,6E-03	0,96	1,0E-04	0,99	3,0E-05	1,00	1,4E-05	1,00	8,3E-07	1,00
	20	2,4E-04	0,99	2,3E-04	0,99	2,8E-03	0,96	2,4E-03	0,96	1,9E-05	1,00
	35	5,8E-04	0,98	7,5E-05	0,99	2,2E-04	0,99	4,3E-04	0,98	1,2E-07	1,00
	60	3,5E-04	0,98	1,9E-03	0,96	1,3E-02	0,91	4,2E-02	0,84	8,5E-05	0,99
M3	5	8,9E-04	0,98	7,7E-06	1,00	1,0E-05	1,00	4,8E-06	1,00	1,4E-08	1,00
	20	8,6E-04	0,98	1,6E-05	1,00	4,8E-06	1,00	4,9E-06	1,00	3,5E-08	1,00
	35	8,5E-04	0,98	7,3E-06	1,00	1,0E-05	1,00	5,9E-07	1,00	5,8E-08	1,00
	60	6,3E-04	0,98	4,6E-04	0,98	9,7E-04	0,98	2,9E-04	0,99	1,8E-08	1,00
M5	5	1,3E-03	0,97	8,7E-06	1,00	9,3E-06	1,00	3,6E-06	1,00	8,9E-10	1,00
	20	5,4E-04	0,98	2,4E-05	1,00	1,1E-04	0,99	1,2E-04	0,99	5,0E-07	1,00
	35	7,2E-04	0,98	5,6E-06	1,00	1,0E-06	1,00	2,2E-06	1,00	4,5E-08	1,00
	60	8,7E-04	0,98	3,1E-05	1,00	5,0E-07	1,00	2,9E-06	1,00	3,6E-08	1,00
C7	5	2,0E-02	0,89	2,0E-02	0,89	2,1E-02	0,88	1,3E-02	0,91	7,7E-06	1,00
	20	2,2E-02	0,88	4,6E-03	0,95	2,1E-06	1,00	5,2E-05	0,99	2,6E-06	1,00
	35	1,3E-02	0,91	5,0E-03	0,94	1,1E-02	0,92	8,7E-03	0,93	6,9E-08	1,00
	60	2,5E-04	0,99	2,9E-05	1,00	1,8E-05	1,00	8,2E-07	1,00	1,8E-07	1,00
C9	5	4,7E-04	0,98	1,4E-05	1,00	7,6E-06	1,00	1,0E-05	1,00	1,3E-08	1,00
	20	2,3E-04	0,99	2,9E-06	1,00	2,3E-06	1,00	1,9E-06	1,00	9,3E-09	1,00
	35	3,0E-04	0,99	1,6E-05	1,00	1,5E-07	1,00	1,0E-06	1,00	3,1E-08	1,00
	60	5,2E-04	0,98	1,7E-05	1,00	2,8E-06	1,00	2,0E-06	1,00	2,5E-08	1,00
C11	5	5,5E-04	0,98	2,2E-04	0,99	1,4E-03	0,97	1,4E-04	0,99	4,9E-07	1,00
	20	9,9E-04	0,97	4,4E-05	0,99	2,7E-04	0,99	1,5E-05	1,00	2,6E-07	1,00
	35	1,1E-04	0,99	9,0E-05	0,99	1,8E-04	0,99	2,8E-05	1,00	6,7E-09	1,00
	60	2,4E-04	0,99	2,5E-05	1,00	1,5E-05	1,00	3,7E-06	1,00	2,8E-07	1,00
S13	5	4,5E-03	0,95	1,9E-03	0,97	7,5E-03	0,93	2,8E-02	0,87	2,7E-05	1,00
	20	5,5E-05	0,99	6,4E-03	0,94	1,2E-03	0,97	7,7E-04	0,98	1,1E-04	0,99
	35	5,3E-03	0,94	2,2E-03	0,96	4,9E-03	0,94	2,0E-03	0,96	3,9E-04	0,98
	60	5,8E-04	0,98	2,4E-04	0,99	4,5E-04	0,98	2,2E-03	0,96	1,8E-05	1,00
S15	5	2,8E-03	0,96	8,2E-04	0,98	1,0E-03	0,97	1,3E-03	0,97	2,5E-07	1,00
	20	1,5E-03	0,97	1,3E-03	0,97	2,0E-03	0,96	1,9E-03	0,97	8,6E-07	1,00
	35	2,1E-02	0,89	1,1E-03	0,97	1,9E-03	0,97	5,6E-03	0,94	1,2E-05	1,00
	60	1,0E-03	0,97	7,3E-03	0,93	7,7E-03	0,93	5,7E-03	0,94	1,5E-06	1,00
S17	5	5,3E-03	0,94	5,4E-03	0,94	1,1E-02	0,92	7,9E-03	0,93	3,2E-06	1,00
	20	1,4E-05	1,00	1,8E-03	0,97	4,4E-03	0,95	1,6E-03	0,97	1,5E-06	1,00
	35	8,1E-04	0,98	3,6E-03	0,95	5,6E-03	0,94	1,6E-03	0,97	8,4E-07	1,00
	60	3,7E-04	0,98	2,3E-03	0,96	5,3E-03	0,94	2,7E-03	0,96	7,8E-07	1,00
p-value moy			0,9672		0,98		0,97		0,97		1,00

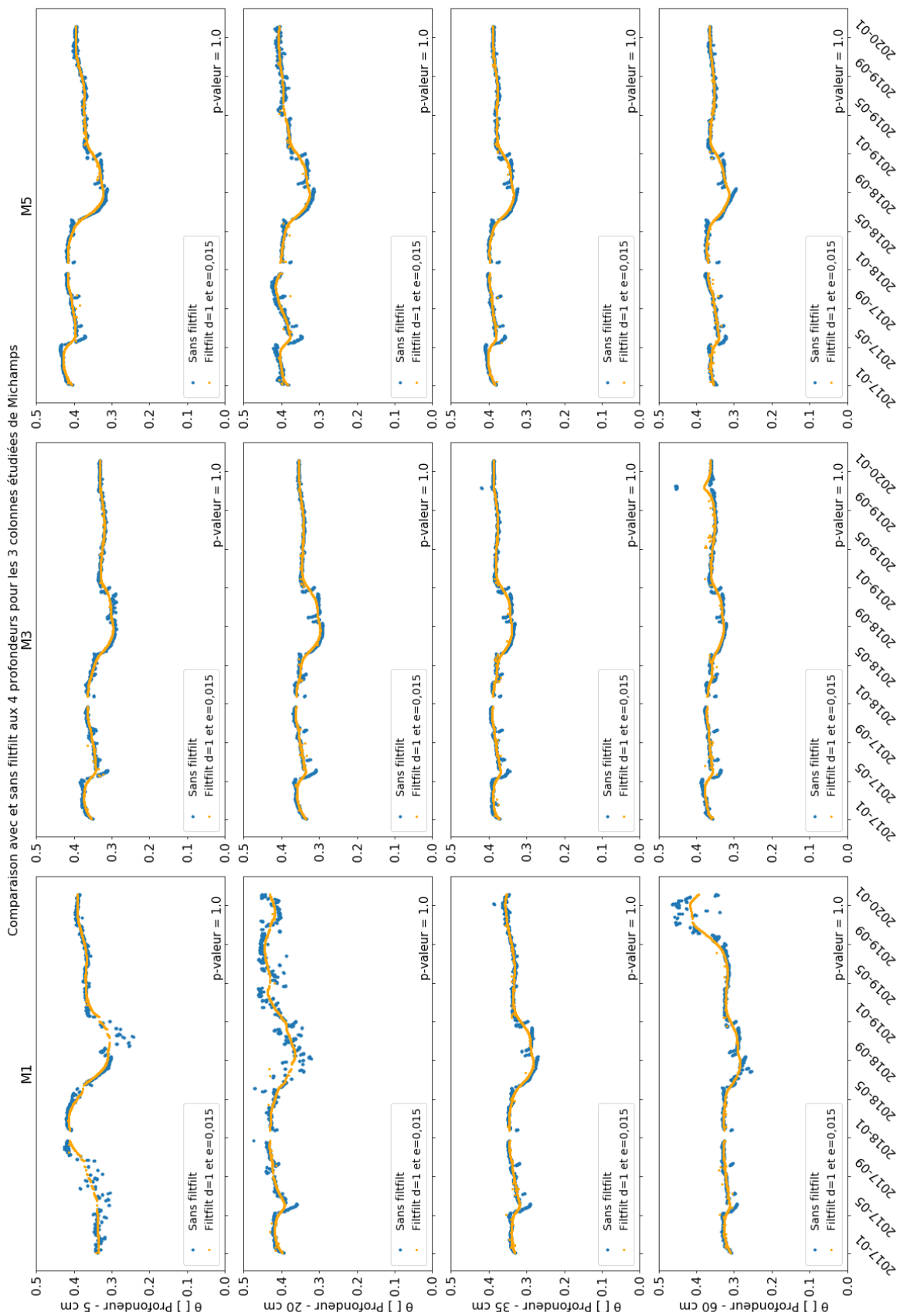


FIGURE C.8 – Comparaison des modèles obtenus par l’application de $e=0,015$ et $d=1$ dans le filtre filtfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Michamps

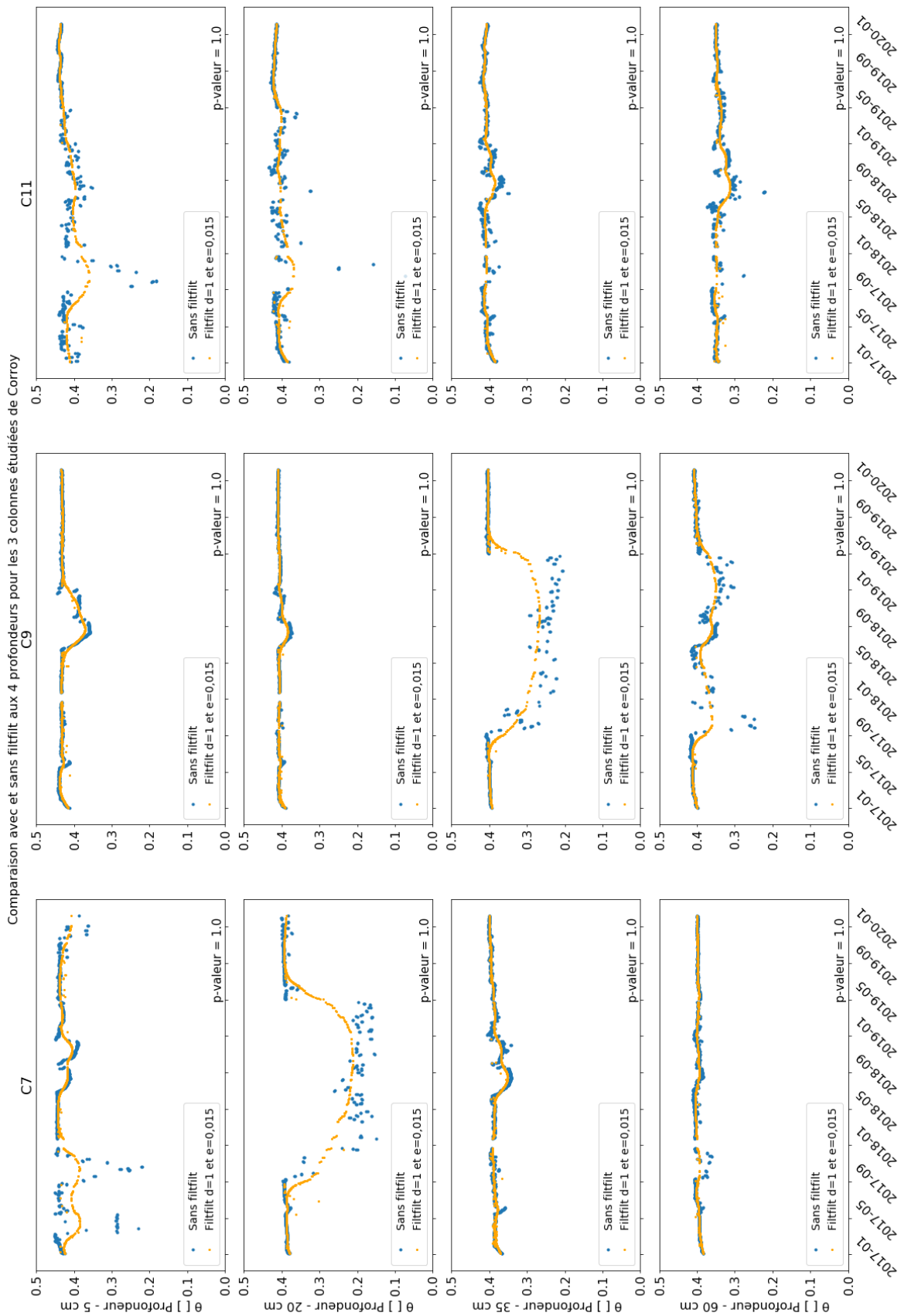


FIGURE C.9 – Comparaison des modèles obtenus par l'application de $e=0,015$ et $d=1$ dans le filtre fitfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Corroy-le-Grand

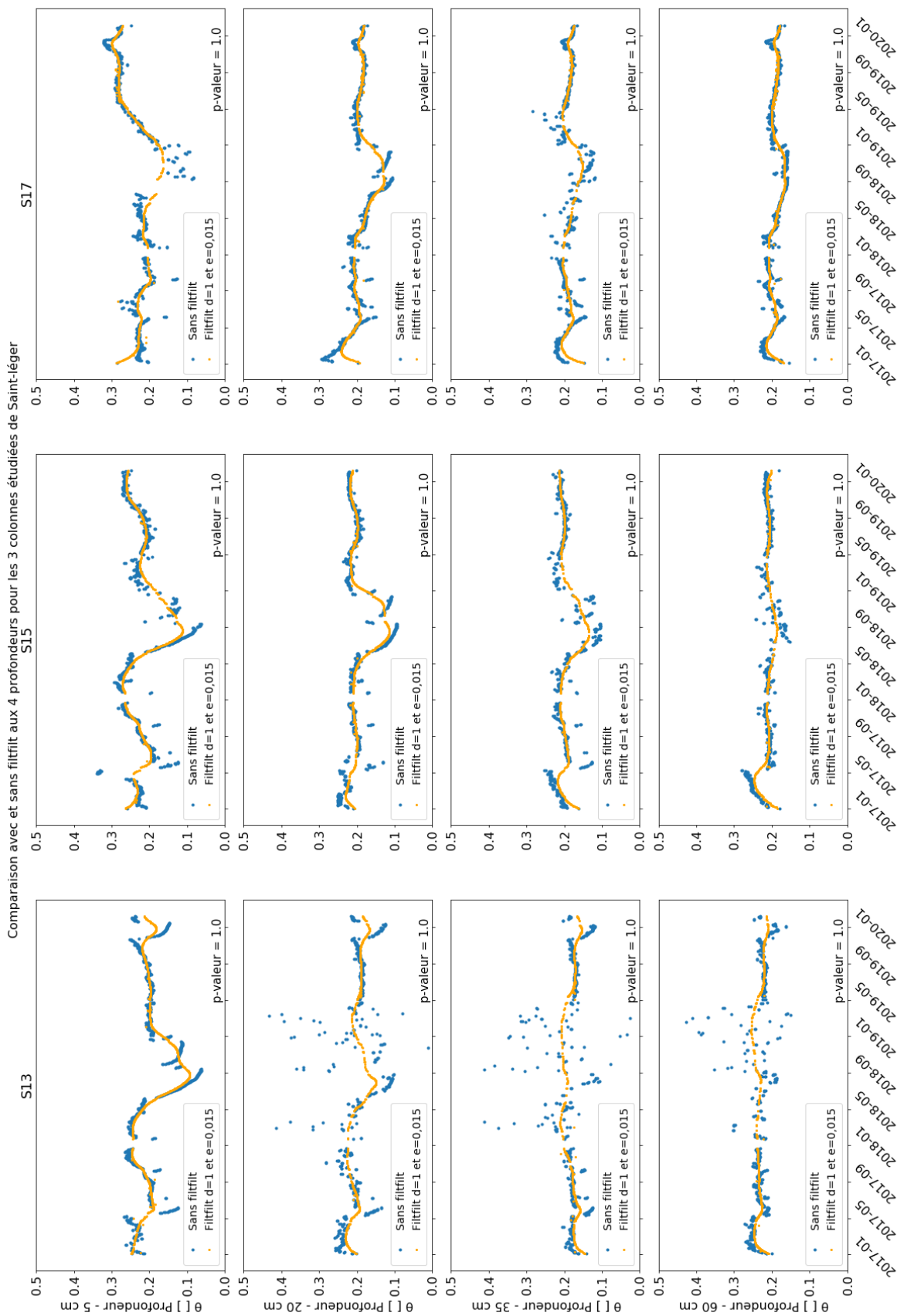


FIGURE C.10 – Comparaison des modèles obtenus par l'application de $e=0,015$ et $d=1$ dans le filtre fitfilt pour les teneurs en eau au sein des colonnes de Saint-Léger

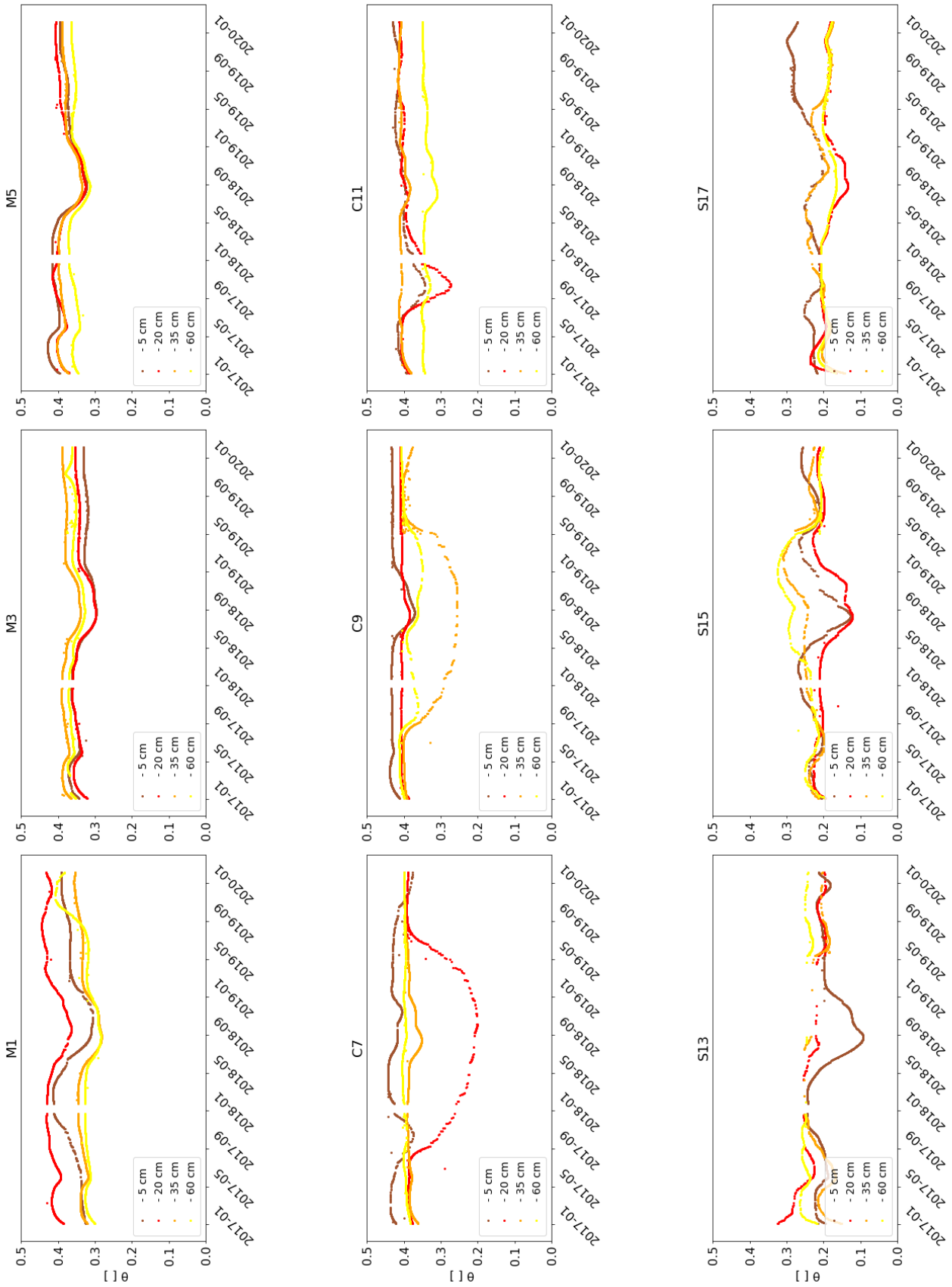


FIGURE C.11 – Comparaison des modèles obtenus par filfilt ($e=0,015$ et $d=1$) aux différentes profondeurs

D Moyennes des teneurs en eau journalière pour les 3 périodes pour les différents sols

TABLE D.1 – Moyennes des teneurs en eau journalière pour les 3 périodes pour les différents sols aux 4 profondeurs étudiées. L'erreur est l'erreur type moyenne. La période 1 va du 3/01/17 au 10/05/2017, la période 2 du 08/06/2017 au 02/10/17 et la période 3 du 2/01/19 au 05/02/20.

Col.	Prof. [cm]	Période 1		Période 2		Période 3		Moyennes des 3 périodes	
		θ_{moy}	Erreur	θ_{moy}	Erreur	θ_{moy}	Erreur	θ_{moy}	Erreur
M1	5	0,3367	0,0008	0,3410	0,0030	0,3749	0,0004	0,3509	0,0030
	20	0,4177	0,0005	0,4125	0,0014	0,4299	0,0003	0,4200	0,0014
	35	0,3415	0,0003	0,3303	0,0007	0,3412	0,0002	0,3376	0,0007
	60	0,3257	0,0005	0,3203	0,0005	0,3460	0,0003	0,3307	0,0005
M3	5	0,3740	0,0006	0,3469	0,0006	0,3266	0,0003	0,3492	0,0006
	20	0,3578	0,0007	0,3478	0,0006	0,3470	0,0004	0,3508	0,0007
	35	0,3897	0,0004	0,3795	0,0006	0,3819	0,0002	0,3837	0,0006
	60	0,3772	0,0007	0,3642	0,0004	0,3601	0,0004	0,3671	0,0007
M5	5	0,4281	0,0006	0,4001	0,0005	0,3798	0,0003	0,4027	0,0006
	20	0,4052	0,0007	0,3928	0,0012	0,3947	0,0004	0,3976	0,0012
	35	0,4016	0,0006	0,3880	0,0006	0,3818	0,0004	0,3905	0,0006
	60	0,3618	0,0004	0,3483	0,0005	0,3594	0,0002	0,3565	0,0005
C7	5	0,4082	0,0072	0,4288	0,0047	0,4337	0,0038	0,4236	0,0072
	20	0,3869	0,0002	0,3888	0,0013	0,3636	0,0001	0,3797	0,0013
	35	0,3989	0,0001	0,4009	0,0019	0,3938	0,0001	0,3979	0,0019
	60	0,4095	0,0003	0,4088	0,0029	0,3948	0,0002	0,4043	0,0029
C9	5	0,4359	0,0006	0,4323	0,0002	0,4318	0,0003	0,4333	0,0006
	20	0,4063	0,0003	0,4079	0,0003	0,4085	0,0002	0,4076	0,0003
	35	0,3839	0,0004	0,3870	0,0003	0,3938	0,0002	0,3883	0,0004
	60	0,3924	0,0002	0,4011	0,0007	0,3981	0,0001	0,3972	0,0007
C11	5	0,4179	0,0025	0,3939	0,0111	0,4356	0,0010	0,4158	0,0111
	20	0,4063	0,0006	0,4151	0,0012	0,4159	0,0004	0,4124	0,0012
	35	0,4029	0,0006	0,4156	0,0004	0,4119	0,0004	0,4101	0,0006
	60	0,3495	0,0002	0,3572	0,0006	0,3447	0,0001	0,3505	0,0006
S13	5	0,2400	0,0014	0,1980	0,0009	0,2018	0,0006	0,2133	0,0014
	20	0,2381	0,0011	0,2044	0,0014	0,1896	0,0006	0,2107	0,0014
	35	0,1807	0,0008	0,1765	0,0007	0,1737	0,0005	0,1770	0,0008
	60	0,2495	0,0011	0,2318	0,0007	0,2258	0,0007	0,2357	0,0011
S15	5	0,2417	0,0033	0,2082	0,0018	0,2321	0,0019	0,2273	0,0033
	20	0,2353	0,0011	0,2017	0,0009	0,2113	0,0006	0,2161	0,0011
	35	0,2201	0,0017	0,1948	0,0009	0,2069	0,0010	0,2073	0,0017
	60	0,2446	0,0018	0,2070	0,0004	0,2109	0,0011	0,2208	0,0018
S17	5	0,2271	0,0007	0,2277	0,0021	0,2693	0,0004	0,2414	0,0021
	20	0,2392	0,0024	0,2024	0,0012	0,1919	0,0014	0,2112	0,0024
	35	0,2076	0,0013	0,1903	0,0013	0,1903	0,0008	0,1961	0,0013
	60	0,2100	0,0014	0,2001	0,0014	0,1917	0,0008	0,2006	0,0014

TABLE D.2 – Moyennes des teneurs en eau journalière pour les 3 périodes pour les différents sols. L'erreur est l'erreur type moyenne. La période 1 va du 3/01/17 au 10/05/2017, la période 2 du 08/06/2017 au 02/10/17 et la période 3 du 2/01/19 au 05/02/20.

Site	Prof. [cm]	Période 1		Période 2		Période 3		Moyennes des 3 périodes	
		θ_{moy}	erreur	θ_{moy}	erreur	θ_{moy}	erreur	θ_{moy}	erreur
Michamps	5	0,3796	0,0008	0,3627	0,0030	0,3605	0,0004	0,3676	0,0030
	20	0,3936	0,0007	0,4125	0,0014	0,4299	0,0004	0,4120	0,0014
	35	0,3776	0,0006	0,3880	0,0007	0,3819	0,0004	0,3825	0,0007
	60	0,3549	0,0007	0,3642	0,0005	0,3601	0,0004	0,3597	0,0007
Corroy-l-G	5	0,4206	0,0072	0,4323	0,0111	0,4356	0,0038	0,4295	0,0111
	20	0,3998	0,0006	0,4151	0,0013	0,4159	0,0004	0,4103	0,0013
	35	0,3952	0,0006	0,4156	0,0019	0,4119	0,0004	0,4076	0,0019
	60	0,3838	0,0003	0,4088	0,0029	0,3981	0,0002	0,3969	0,0029
St-Léger	5	0,2363	0,0033	0,2277	0,0021	0,2693	0,0019	0,2444	0,0033
	20	0,2375	0,0024	0,2044	0,0014	0,2113	0,0014	0,2177	0,0024
	35	0,2028	0,0017	0,1948	0,0013	0,2069	0,0010	0,2015	0,0017
	60	0,2347	0,0018	0,2318	0,0014	0,2258	0,0011	0,2308	0,0018

E Récapitulatif des volumes nets journaliers entrants et sortants moyens et des stocks d'eau moyens par colonne

TABLE E.3 – Récapitulatif des volumes nets journaliers entrants et sortants moyens et des stocks d'eau moyens par colonne. Ces moyennes sont calculées à partir des mesures effectuées aux dates mentionnées dans le tableau 4.6 pour les volumes sortants et à partir des mesures effectuées les 3/10/19, 3/11/19, 19/11/19, 21/11/19, 22/11/19 et 3/12/19 pour les volumes entrants et débordants.

Colonne	M1	M3	M4	M5	C7	C9	C10	C11	S13	S15	S17	S18
Vol. net entrant moyen [ml/jour]	1107,7	1336,1	1445,9	1311,0	205,3	243,0	161,3	353,8	1407,6	1361,2	205,0	1340,0
Erreur type moyenne [ml/jour]	104,1	4,41	7,2	4,6	71,0	119,0	47,8	157,1	8,0	11,5	117,1	4,7
Vol. cumulé sortant moyen [ml/jour]	1119,5	991,1	1202,9	1107,1	338,1	314,0	495,7	378,2	1230,9	1169,1	154,3	1229,4
Erreur type moyenne [ml/jour]	13,30	150,5	173,1	159,5	42,1	35,9	57,5	43,3	77,6	125,0	17,5	137,6
Variation de stock moyenne [ml/jour]	-11,8	345,0	243,0	203,9	-132,8	-71,1	-334,3	-24,4	176,7	192,1	50,7	110,6
Erreur type moyenne [ml/jour]	237,1	154,9	180,2	164,2	105,3	200,4	113,1	155,0	85,5	136,5	134,6	142,3

F Évolution de la température dans 9 colonnes de sol étudiées

Les figures F.12, F.12 et F.12 présentent l'évolution de la température à 5 cm de profondeur pour l'ensemble des colonnes équipées de sondes et aux 4 profondeurs pour les colonnes M3, C9 et S15. Ces données ont été filtrées par les méthodes "seuil" et "différence" tel que décrite dans la section 4.2.3.3.

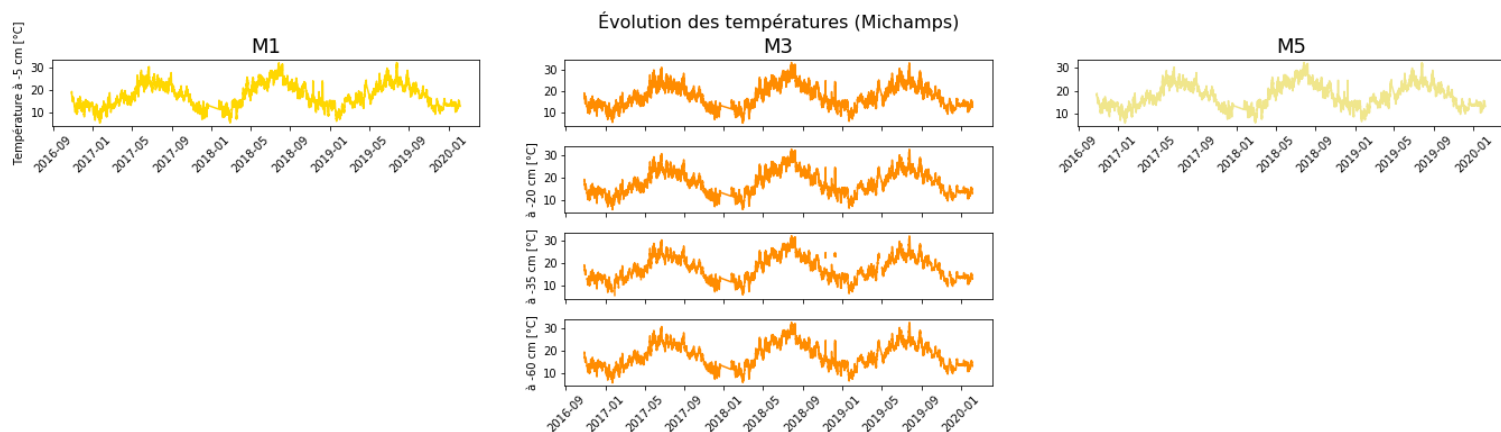


FIGURE F.12 – Évolution de la température dans les colonnes de Michamps

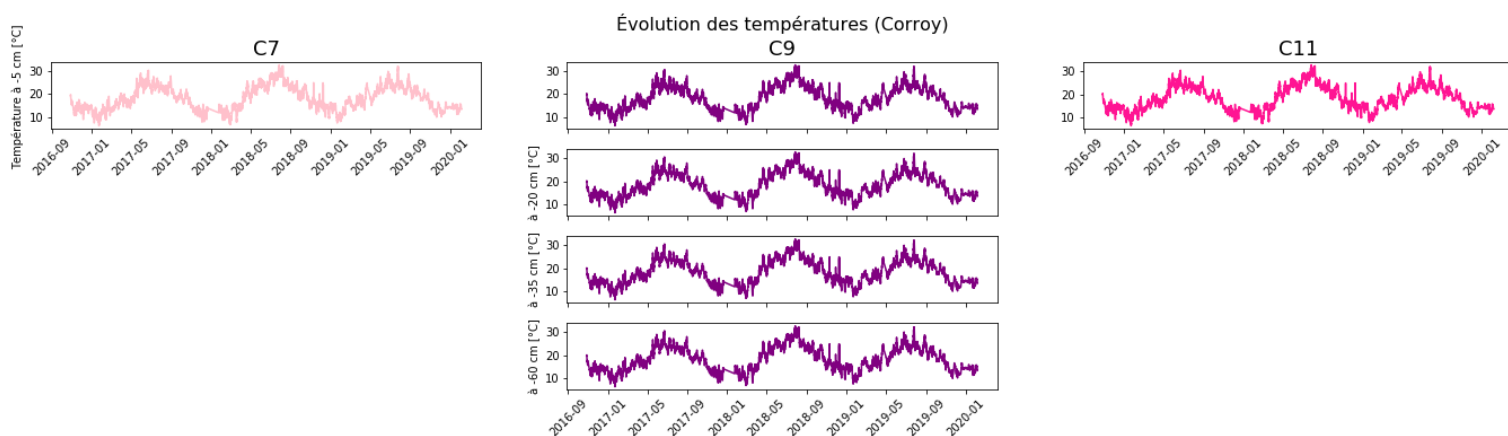


FIGURE F.13 – Évolution de la température dans les colonnes de Corroy-le-Grand

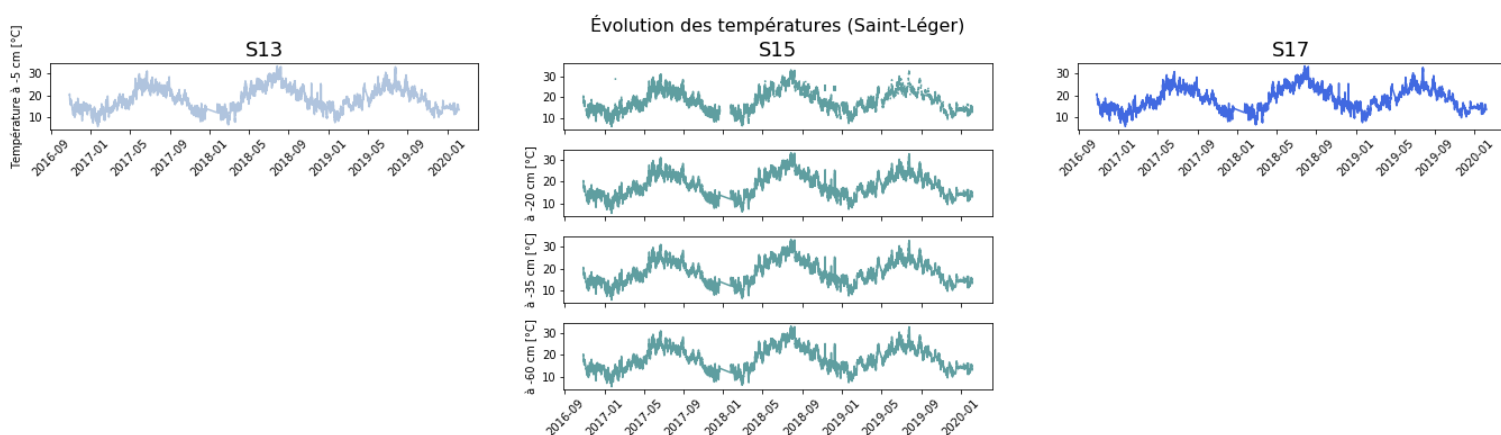


FIGURE F.14 – Évolution de la température dans les colonnes de Saint-Léger

G Méthode de détermination de l'oxygène dissous

Modifié d'après le manuel de laboratoire didactique d'analyse d'eaux du cours "LENVI2012 : POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT", 2017-2018, UCLouvain par Thomas Nicolay

Adapté de la norme belge NBN 390 Analyse des eaux : eaux potables, eaux résiduelles et eaux polluées

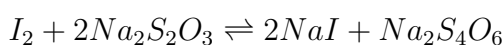
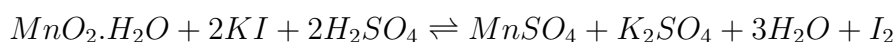
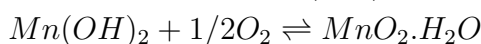
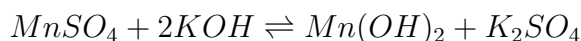
La méthode ci-après est applicable aux eaux qui ne libèrent ou ne consomment pas plus d'iode que la quantité correspondant à 0,2 mg d'oxygène par litre. Elle peut toutefois être appliquée aux eaux contenant des nitrites.

PRINCIPE DE LA MÉTHODE

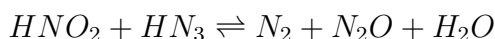
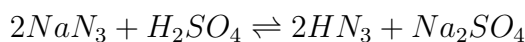
En milieu alcalin, l'oxygène dissous réagit quantitativement avec l'hydroxyde manganéux. En milieu acide, le bioxyde de manganèse hydraté formé libère l'iode d'un iodure. Les nitrites sont détruits par l'azoture de sodium¹⁰.

L'iode libéré est dosé par la méthode habituelle à l'aide d'une solution titrée de thiosulfate sodique, en présence d'empois d'amidon.

Les équations suivantes traduisent l'allure des réactions successives :



Destruction des nitrites :



DÉTERMINATION DU RÉSULTAT

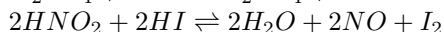
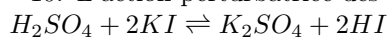
La teneur en oxygène dissous présent dans le winkler est obtenue par la formule :

$$O_2 \text{ dissous (mg/l)} = n * t * 1\,000 / (V-3)$$

dans laquelle :

- n = Nombre de millilitres de solution titrée de thiosulfate de sodium N /40 utilisés pour le titrage ;
- t Titre en oxygène de la solution de thiosulfate de sodium (1 ml de la solution de thiosulfate de sodium exactement N /40 est équivalent à 0,2 mg d'oxygène) ; .
- V Volume de la prise d'essai, en l'occurrence la capacité du flacon de Winkler employé, exprimé en millilitres ;

10. L'action perturbatrice des nitrites est la suivante :



L'agitation, en présence d'air pendant le titrage régénère les nitrites : $4NO + 2H_2O + O_2 \rightleftharpoons 4HNO_2$

Cette suite de réactions se poursuit indéfiniment et rend impossible l'observation de la fin du dosage.

— V-3 Volume corrigé pour tenir compte de la perte provoquée par l'addition des réactifs (total = 3 ml).

PRÉCISION DE LA MÉTHODE

Des résultats ne différant pas de plus de 0,2 mg d'oxygène dissous par litre d'eau peuvent être considérés comme concordants.

H Méthode de détermination de la DBO par titrage

Protocole complet disponible dans le manuel de laboratoire didactique d'analyse d'eaux du cours "LENVI2012 : POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT", 2017-2018, UCLouvain par Thomas Nicolay. Adapté de la norme belge NBN 407 Analyse des eaux résiduaires et eaux polluées

PRINCIPE DE LA MÉTHODE

Détermination de la quantité d'oxygène éventuellement consommée par les germes aérobies pour assurer la décomposition, dans des conditions bien spécifiées, des matières organiques contenues dans l'eau à analyser. L'eau brute tamisée (= eau à analyser) est mélangée à une eau de dilution riche en oxygène en proportion telle que les germes aérobies puissent disposer d'oxygène en excès.

Le mélange est mis en incubation dans des conditions définies.

Les germes aérobies consomment une partie de l'oxygène dissous dans ce mélange.

La demande biochimique d'oxygène s'indique par le symbole DBO_x , x représentant le nombre de jours d'incubation, et elle s'exprime en mg d'oxygène par litre d'eau brute tamisée.

L'eau de dilution utilisée est une eau alimentaire¹¹ensemencée et tamponnée avec du bicarbonate de sodium par litre pour amener le pH à environ 8,3 et 2 gouttes de réactif d'ensemencement par litre.

Le choix du taux de dilution est crucial dans cette méthode, une dilution trop forte donne des résultats trop élevés et une dilution trop faible des résultats trop faibles. Il faut choisir une dilution telle qu'après le temps d'incubation, la teneur en oxygène dissous se situe entre 33 et 66 % de la teneur initiale.

Devant la difficulté de choisir avec exactitude le taux de dilution convenable, il est nécessaire de procéder à plusieurs dilutions variant en progression géométrique et qui encadrent la dilution correspondante au DBO_x probable. Ne jamais diluer l'échantillon à plus de 1/1000. Suivant la nature de l'eau à examiner et sa DBO_x probable, le tableau suivant peut donner des indications utiles :

Classement possible des échantillons (pour $x = 5$ jour)	DBO_x probable	Dilution de l'échantillon (\%)	Facteur de dilution
Eau de rivière propre	1, 2, 4	1000 (= pas de dilution!)	1
Eau de rivière polluée	8	500	2
	15	250	4
Effluent épuré	30	125 120	8
	60	62,5 60	16
Eau d'égout normal ou décanté	125	31,25 30	32
	250	15,6 15 16	64

11. "eau alimentaire" : eau de distribution minéralisée, stable et pauvre en matières organiques.

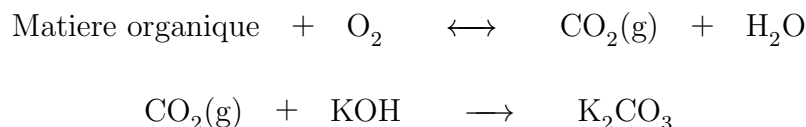
Valeurs obtenues et résultats des étapes de calcul pour déterminer la DBO par titrage.

TABLE H.1 – DBO mesurée par titrage

Dilution	DBO5	incertitude	Consommation O_2
64	133,25	19,46	33 %
128	86,25	15,55	16 %
256	47,84	15,89	10,5 %

I Méthode de détermination de la DBO par méthode manométrique

La méthode manométrique se base sur l'évolution de la pression entre le jour 0 et le jour 5. La biodégradation consomme de l'oxygène et libère du $CO_2(g)$ qui va être piégé, par une capsule de KOH, insérée dans le réacteur, sous forme de K_2CO_3 selon la réaction :



Cette consommation de gaz entraîne une diminution de pression proportionnelle à la quantité d'oxygène consommée pour l'oxydation biologique des substances présentes dans l'échantillon (Fig. I.1). Les volumes standards d'oxygène consommé entre deux mesures peut être calculé grâce à la différence de pression entre ces mesures (Eq. 16) Ce volume est alors converti en masse d'oxygène consommée puis en concentration en divisant la masse d'oxygène consommée par le volume de l'échantillon introduit dans le réacteur (Eq. 17)

$$V_{std} = \frac{(P_m) \cdot V_{HS} \cdot (273,15 + 0)}{1013,25 \cdot (278,15 + 25)} \quad (16)$$

$$DBO_n = - \frac{V_{cum} \cdot 32}{22,414 \cdot (M_{ech}/1000)} \quad (17)$$

Où: V_{std} = Volume standard [ml];
 P_m = Pression mesurée [mBar];
 V_{HS} = Volume d'espace de tête du réacteur [ml];
 DBO_n = Demande biologique en oxygène pendant n jours;
 V_{cum} = Somme des variations de volume entre chaque mesure cumulée sur n jours;
 M_{ech} = Masse d'échantillon analysé.

Avec cette méthode, la quantité d'oxygène disponible est limitée à la quantité présente dans l'espace de tête au lancement de l'expérience. De plus, le manomètre utilisé n'est calibré que jusque maximum 100 mbar de dépression. Il faut donc déterminer à l'avance les volumes d'échantillon et d'espace de tête permettant d'une part de ne pas consommer plus de 100 mbar d'O₂ mais également de consommer suffisamment d'O₂ pour mesurer une dépression suffisante. A nouveau, la seule donnée permettant de calculer cela est la DCO. Un système d'équation travaillant par itération afin de remplir toutes les conditions peut être établi :

- Estimer le nombre de mol d'O₂ sur base de la DCO mesurée
- Le nombre de mole d'O₂ ne peut excéder 100 mbar selon le volume d'espace de tête disponible.
- $V_{HS} + V_{ech} = V_{tot \text{ bouteille}}$

Méthode :

Issu du protocole de détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologique du centre régional pour l'eau potable et l'assainissement à faible coût (janvier 2007) [Tandia, 2007]

La mesure de la DBO₅ est faite selon la méthode manométrique basée sur le principe du respiromètre

de WARBURG au cours duquel la respiration de la biomasse est directement mesurée par un appareil.

Une quantité d'eau est versée dans une bouteille d'incubation¹² de 1000 ml (Fig. I.2), reliée à un manomètre à mercure ou fermée avec un bouchon muni d'un capteur de pression (oxytop). Le volume choisi est fonction de la gamme de mesures souhaitée.

L'appareil de mesure, de type IS 602, est placé dans un réfrigérateur maintenu à 20 °C¹³. On suit ensuite, en fonction du temps, soit tous les jours pendant 5 jours pour la DBO₅, la consommation d'oxygène, qui se traduit par une diminution de la pression d'air. On procède enfin à la correction de la mesure par un facteur correctif qui dépend de la quantité d'échantillon prélevée et de la gamme de mesure souhaitée. L'oxydation des matières organiques provoque la formation de CO₂ qui sera piégé par une solution de KOH. Ainsi il se développe une dépression dans la bouteille.

La demande biochimique en oxygène pour une analyse dépend de la charge en substances organiques.

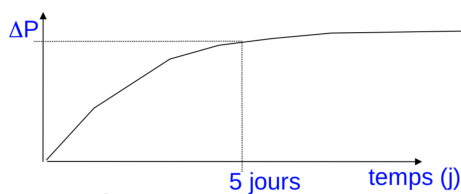


FIGURE I.1 – Évolution de la variation de pression en fonction du temps [Gerin and Delmelle, 2018].

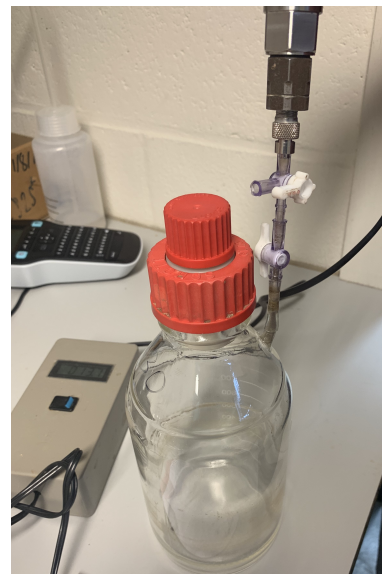


FIGURE I.2 – Bouteille schott modifiée connectée au manomètre

12. Dans le cas de ce mémoire, les bouteilles utilisées sont des bouteilles schott auxquelles a été ajouté un second orifice en verre équipé d'une vanne de fermeture permettant de connecter et déconnecter le manomètre entre les prises de mesure

13. à 25 °C dans le cas de ce mémoire, pour des raisons techniques et de bon fonctionnement des expériences futures dans chambre chaude.

J Description partielle d'une nouvelle méthode automatisée de caractérisation de la DBO

Les mesures traditionnelles de la DBO₅ étant chronophage, manquant de précision et ne donnant pas d'information sur la cinétique de réaction, une nouvelle méthode de mesure automatisée est en cours de développement au labo GEBI du ELI.

Le prototype est composé de 6 modules de 16 réacteurs chacun. Les réacteurs sont les bouteilles contenant les échantillons à analyser. Ceux-ci sont connectés au moyen de tuyaux flexibles en inox à une chambre de mesure équipée d'un manomètre de précision (UNIK 5000 PTX5072-TA-A3-CA-HO-PA de GE) et à une vanne de sélection 6 voies connectant le module sélectionné à un appareil de chromatographie en phase gazeuse (GC) (GC TCD-TCD) permettant l'analyse de la composition gazeuse (H₂, O₂, N₂, CH₄, CO₂ et H₂O). Les prélèvement et injection sont effectués de manière automatisée grâce à une seringue de 20 ml connectée à un vérin (Parker P1A-S020DS-0050). Après chaque prélèvement, le système est purgé de l'ancien échantillon et de l'air synthétique est introduit dans le réacteur. La GC

La machine effectue 3 mesures de pression, un prélèvement d'échantillon et une injection d'air synthétique à chaque instant t (fréquence fixée par l'expérimentateur) :

- Mesure de la pression initiale du réacteur à l'instant t ;
- Prélèvement et analyse de l'échantillon par la GC ;
- Mesure de la pression après prélèvement ;
- Injection d'air synthétique ;
- Mesure de la pression après injection de gaz.

Les avantages de cette méthode est quelle prévoit un ajout d'air synthétique après chaque mesure. Ainsi, la quantité d'oxygène présente au lancement de l'expérience n'est plus limitante. La machine est également programmée pour mesurer la consommation ou production d'autres gaz comme le dioxyde de carbone, de l'hydrogène, du méthane et de l'azote (ce qui n'est pas le cas des autres méthodes de mesures). Un autre avantage de cette méthode est de pouvoir observer la cinétique de la consommation et production des gaz et donc, de pouvoir suivre l'évolution de la DBO au fil des jours. Cette méthode permet de travailler avec de plus grands volumes d'échantillons moins dilués ce qui augmente considérablement la précision de la mesure. Un dernier avantage est la diminution du temps de travail nécessaire à la réalisation des mesures de DBO.

Une étude de validation de cette nouvelle méthode pour améliorer la caractérisation de la DBO a été réalisée en parallèle du suivi des colonnes. Les résultats obtenus ainsi qu'une brève discussion et conclusion de cette étude est disponible en annexe K. Les résultats obtenus par cette nouvelle méthode automatisée sur les effluents et sur les eaux de sorties des colonnes étudiées ont été exploités dans la section "Suivi de la qualité des eaux", 4.2.2.

Calcul de la DBO

Calcul du volume standard

$$V_{std} = \frac{P_{mesuree} \cdot V_{libre} \cdot T_{std}}{P_{atmo} \cdot T_{chambre}} \quad (18)$$

Où: V_{std} = Volume standard mesuré
 $P_{mesuree}$ = Pression mesurée
= $P_{reacteur\ corrigee}$ + somme des gains de pression
 V_{libre} = $V_{libre\ reacteur}$ + V_{morts}
 $T_{chambre}$ = 25 ° C

Une fois le volume standard¹⁴ obtenu, il est possible de déterminer le volume d'O₂ consommé car la composition en oxygène de chaque analyse est connue.

Calcul du volume de gaz consommé ou produit entre 2 mesures

Cette équation s'applique à chaque gaz analysé par la GC.

Exemple pour l'O₂ :

$$\Delta V_{O_2}(t) = V_{stdA(t)} \cdot \frac{\%O_2(t)}{100} - [(V_{stdB(t-1)} * \frac{\%O_2(t-1)}{100}) + ((V_{stdC(t-1)} - V_{stdB(t-1)}) * 0,2)] \quad (19)$$

Où: $\%O_2$ = Composition en O₂ du gaz [%];
0,2 = Composition en O₂ de l'air synthétique injecté (0,8 pour l'azote et 0 pour les autres gaz).
A = fait référence à la mesure de la pression initiale du réacteur ;
B = Mesure de la pression après prélèvement ;
C = Mesure de la pression après ajout d'air synthétique ;
 V_{std} = Volume standard calculé sur base de la pression mesurée.

Calcul du volume de gaz consommé et produit cumulé

La quantité totale de gaz échangée s'obtient en sommant les volumes de gaz produit ou consommé entre 2 mesures en fonction du temps. Dans le cas de la consommation de O₂ et de la production de CO₂, on obtient ainsi une courbe représentant la cinétique de la biodégradabilité.

Calcul de la DBO

$$DBO_x = \frac{V_{O_2\ cum} \cdot 32.1000}{M_{ech} \cdot 22,414} \quad (20)$$

Où: DBO_x = Demande biologique en oxygène [mgO_2/l];
 $V_{O_2\ cum}$ = Volume d'O₂ consommé cumulé (sur 5 jours pour la DBO_5)[ml];
1000 = Conversion de mg en l;
32 = Masse molaire de l'oxygène [g/mol];
22,414 = Volume molaire à 0 °C et 1013 mbar [ml/mol];
 M_{ech} = Masse de l'échantillon introduite [g].

En laissant les échantillons plus longtemps dans la machine, il est possible d'obtenir la DBO ultime.

14. Calculer le volume standard et non le nombre de mole directement permet de représenter la quantité de gaz consommée. Cette information n'est pas disponible en calculant directement le nombre de moles.

K Tentative de validation de la méthode machine.

Résultats et discussion

Trois tests ont été réalisés en plus des mesures sur les eaux usées dans le but de valider la méthode. Le premier test consiste à ajouter une quantité connue de DBO aux blancs de l'expérience et vérifier si la réponse obtenue par la machine correspond à la quantité ajoutée.

La figure K.3 montre une limite de la méthode, en effet, la réponse de la DBO en fonction de la DBO ajoutée est linéaire pour les valeurs de DBO comprises entre 0 et 400 mg_{O_2}/l mais n'est plus proportionnelle pour des valeurs plus élevées. L'inflexion de la courbe, conduit à penser qu'il existe une valeur de DBO maximum à ne pas dépasser dans les réacteurs. En effet, l'oxygène n'est plus limitant grâce à l'ajout d'air synthétique, mais la vitesse de diffusion peut, quant à elle, être limitante. Le rythme de mesures est très important pour cette méthode. Si la mesure est trop fréquemment, la consommation d'oxygène est trop faible par rapport au bruit des mesures. À l'inverse, si la mesure est trop peu fréquente, l'oxygène peut venir à manquer et ralentir la digestion.

Le deuxième test de validation a pour objectif de vérifier les gammes de dilutions, déterminer si la machine peut aussi bien détecter les DBO très faibles que les DBO très grandes. La figure K.4 montre que la réponse est proportionnelle pour les différentes dilutions testées. Les valeurs illustrées par les figures K.3 et K.4 sont reprises dans le tableau K.2.

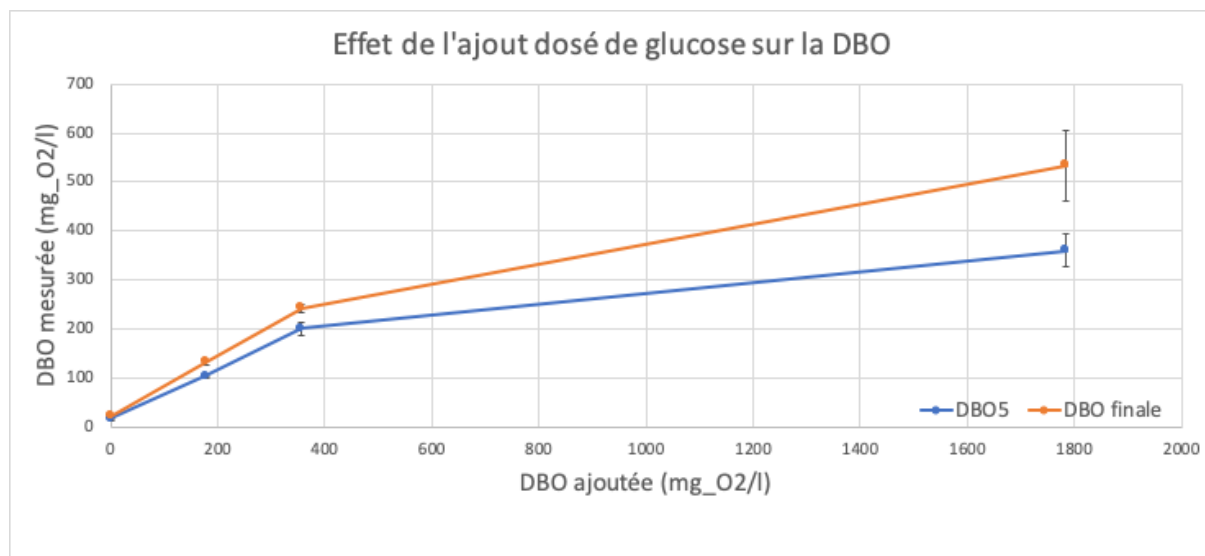


FIGURE K.3 – Effet de la quantité de glucose ajoutée sur la DBO5

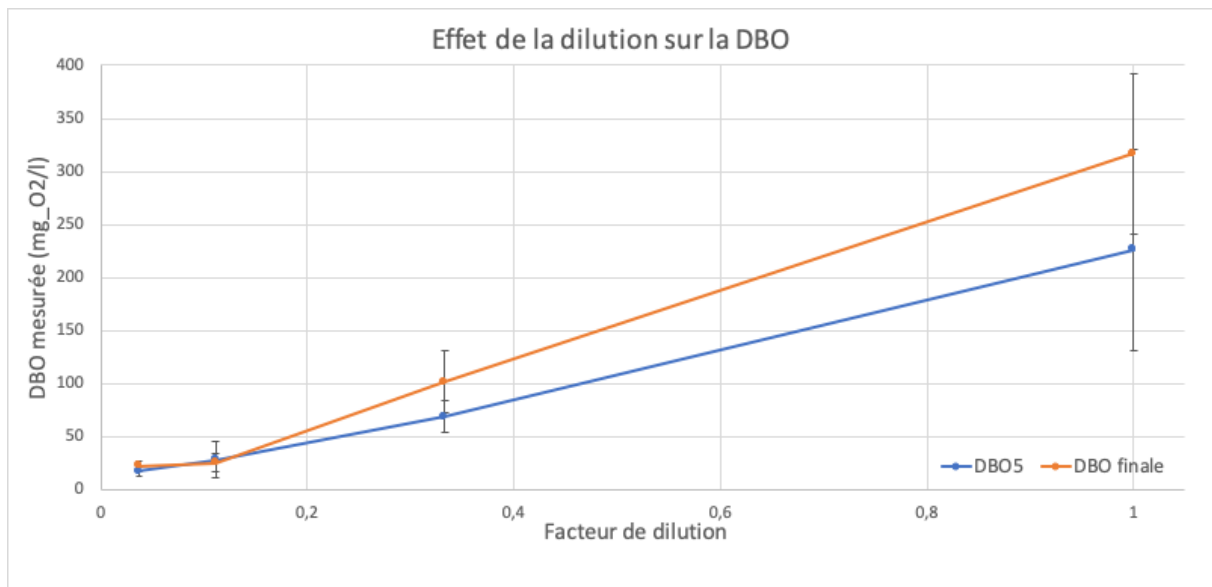


FIGURE K.4 – Effet de la dilution sur la DBO5

TABLE K.2 – Valeur de DBO5 et DBO finale en fonction de la dilution et de l'ajout de glucose

	EUf	EUf d3x	EUf d9x	EUf d27x	EUf d27x G0.5	EUf d27x G1	EUf d27x G5
DBO5 (mg_O2/l) :	226	69	28	17	104	201	361
incertitude :	95	15	17	4	1	13	33
DBO théorique :	226	75	25	8			
DBO finale (mg_O2/l) :	317	102	25	22	133	242	534
incertitude :	76	29	8	5	4	9	72
DBO théorique :		106	35	12			
Facteur de dilution :	1	0,333	0,111	0,037			
DBO ajoutée (mg_O2/l) :				0	178,5	356,9	1784,5

Le troisième test consiste à comparer les résultats obtenus par la méthode machine avec les résultats obtenus par 2 autres méthodes de mesure.

DBO par titrage

Résultats détaillés dans la section H.

DBO par manométrie

Une mesure de la pression a été prise au temps zéro de l'expérience, une le 5^e jour à la même heure et 2 mesures intermédiaires ont été réalisées.

TABLE K.3 – Mesures de la pression en mBar

Date	Mesures (mBar)				
	2/10/19	3/10/19	4/10/19	7/10/19	7/10/19
Heure	16 :00	14h52	14h44	14h10	16 :00
Blanc 1	96,7	97,8	97,4	97,8	97,3
Blanc 2	96,8	99,9	98,6	99,3	98,1
Blanc 3	97,3	100,6	99,4	101	99,2
EUF 4	97,8	93,8	91,4	91,6	89,7
EUF 5	97,8	97	95,4	94,1	90,9
EUF 6	98,3	98,2	96	95,3	91,7

Le relevé des pressions K.3 permet de voir que le bruit (blanc) est très grand et le signal (diminution de pression) très faible. La surestimation de la DCO lors de la mise en place de l'expérience a eu pour conséquence une sous-évaluation des volumes d'échantillon introduits.

TABLE K.4 – DBO mesurée par jour

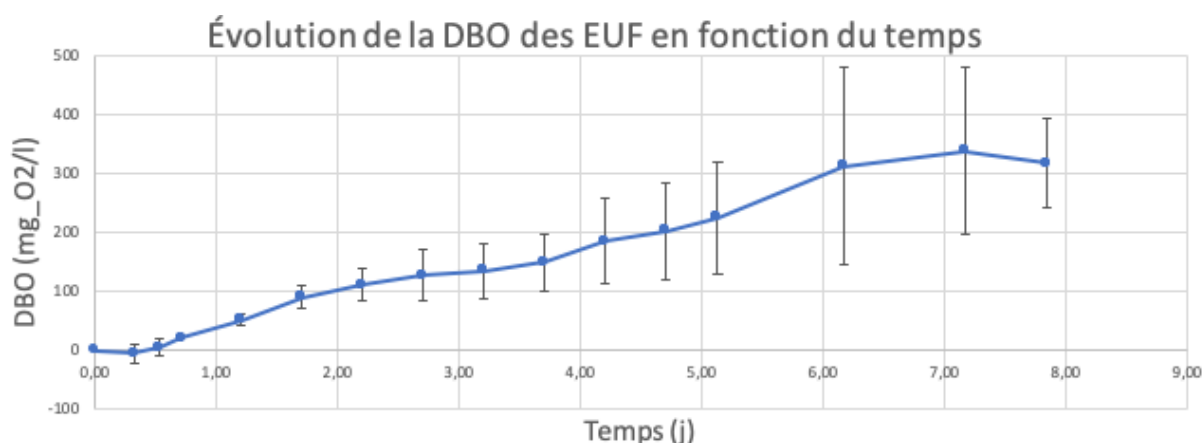
Temps écoulé entre 2 mesures [min]		1365	1432	4396
DBO [mgO ₂ /l]	Blanc 1	-4,695	-2,988	-2,561
	Blanc 2	-13,641	-7,921	-5,721
	Blanc 3	-15,787	-10,046	-9,090
	EUF 4	89,819	143,710	181,883
	EUF 5	18,966	56,898	163,581
	EUF 6	2,295	52,792	151,491
DBO5 brute [mgO ₂ /l]		166		
Erreur type moyenne [mgO ₂ /l]		9		

DBO machine

Le tableau K.5 reprend les DBO mesurées par la méthode machine. EUF signifie eaux usées fraîches (Analysées le jour de l'extraction de la fosse sceptique. EUB fait référence aux eaux usées ayant été stockée une semaine dans la cuve dans le réfrigérateur relié au système de distribution des eaux.

TABLE K.5 – DBO mesurée par la machine (Une seule valeur obtenue pour les eaux de sorties issues de la colonne Michamps 3 car il y a eu des fuites dans les répliqués).

	EUF	EUB	M3	C11 et C12	S13
DBO5 (mg_ O2/l) :	226	317	4,64	125,97	38,91
incertitude :	95	67	/	34	21



Les cinétiques obtenues pour l'azote sont interpellantes. Pour certains réacteurs, les mesures indiquent une consommation d'azote importante, d'autres une consommation proche de zéro. Dans ces conditions, l'azote ne devrait pas être consommé. La consommation d'azote s'observe aussi en mode production de gaz (méthanogénèse) et lorsque les mesures sont faites manuellement. La GC étant bien calibrée, l'imprécision des mesures de la GC est mise en cause. L'azote étant le gaz majoritaire dans l'air (80 %), la moindre imprécision de mesure a beaucoup d'impact sur la composition en azote mesurée dans l'échantillon. Une erreur de mesure du volume de tête des réacteurs peut aussi expliquer cette variabilité des résultats par rapport à l'azote.

Comparaison des valeurs de DBO obtenues par trois méthodes de mesure

Le tableau K.6 reprend les DBO obtenues par ces 3 méthodes.

TABLE K.6 – Comparaison des valeurs de DBO obtenues par les 3 méthodes

Méthode	DBO5 EUF (mg_O2/l) :	Incertitude
Machine	226	95
Titrage	133	19
Manométrique	166	9

Les résultats obtenus par la méthode manométrique sont du même ordre que celles obtenues par titrage. Ce qui valide les valeurs de DBO utilisées dans la section 4.2.2 pour caractériser la qualité des eaux filtrées par les colonnes de sol.

Conclusion

La DBO est un paramètre très difficile à mesurer de manière fiable, il s'agit d'une mesure réalisée sur du vivant ce qui induit une source supplémentaire de variabilité. Les erreurs obtenues avec les méthodes de titrage et manométriques restent relativement élevées. La méthode machine semble ne pas pouvoir dépasser 400 mgO2/l de DBO, la vitesse de diffusion de l'oxygène pourrait être la cause de cette limitation. L'impact de la pression atmosphérique sur la réponse de la GC pourrait être étudiée pour tenter d'expliquer le biais observé. Lorsque le gaz est injecté dans la GC, il pousse le gaz restant de l'échantillon précédent vers l'atmosphère via le tuyau d'injection. Le gaz à analyser s'équilibre

donc avec la pression atmosphérique qui peut varier de quelques pourcents. Puisque $n=RT/PV$ et que la réponse de la GC est proportionnelle à n , cela pourrait expliquer la variabilité des mesures. L'azote est particulièrement impacté car il s'agit du gaz majoritaire dans l'air. Malgré les quelques difficultés à surmonter, la méthode machine montre tout de même des résultats encourageants.

Influence de l'infiltration d'eaux usées domestiques sur l'évolution des caractéristiques hydrauliques et épuratoires de sols wallons

Marianne Rifflart

La valorisation des sols en tant que milieu récepteur pour l'épuration des eaux usées est envisagée comme solution pour les habitations en régime d'assainissement autonome en Wallonie. Une compréhension fine des processus de purification et hydraulique de ces sols est indispensable à la gestion durable des dispositifs d'épuration. Ce mémoire s'ancre dans le projet de recherche EPUSOL subventionné par la Région Wallonne pour lequel 12 colonnes de sol non-remanié prélevées dans 3 régions représentatives de la Wallonie et alimentées quotidiennement en eau usée sont étudiées depuis le 03/01/2017. Les 3 types de sols étudiés sont limoneux, limono-caillouteux et sableux. Les objectifs de ce mémoire sont de fournir une synthèse de l'ensemble des données sur une période de 3 ans et d'étudier l'évolution de la capacité épuratoire et plus particulièrement du colmatage car ce dernier influe largement sur les performances des systèmes épuratoires. Des mesures des propriétés physicochimiques des eaux et physiques des sols ont été effectuées. Les résultats obtenus ont été nettoyés par différentes méthodes de filtrage puis exploités afin de répondre aux objectifs. Il en ressort que les sols permettent toujours de réduire la charge présente dans les eaux usées. Les meilleures performances épuratoires s'observent dans les sols limono-caillouteux de Michamps. Le colmatage mène à l'échec hydraulique du système contaminant l'environnement et présentant un risque pour la santé. Il est donc primordial d'établir des outils de contrôle de ce colmatage tel que développé dans ce mémoire avec l'étude de la variation infra journalière de la teneur en eau.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro