UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

Ecole doctorale des Sciences de la Terre et de l'Environnement (ED 413)

Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg - UMR 7517

THÈSE

présentée par :

Arnaud ISCH

Soutenue publiquement le 28 juin 2016

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'Université de Strasbourg**

Discipline/Spécialité : **Sciences de la Terre, de l'Univers et de l'environnement**

Caractérisation de la dynamique hydrique et du transport de solutés en sol nu soumis à des apports répétés de Produits Résiduaires Organiques. Application au risque de lixiviation des nitrates.

THÈSE dirigée par :

M. ACKERER Philippe Directeur de recherche CNRS, Université de Strasbourg, France
M. COQUET Yves Professeur, Université d'Orléans, France

RAPPORTEURS :

M. ALLETTO Lionel Enseignant-Chercheur, EI PURPAN, INP Toulouse, France
M. VOLTZ Marc Directeur de Recherche, INRA Montpellier, France

---

EXAMINATEURS :

M. LAFOLIE François Chargé de recherche, INRA Avignon, France
M. VANCLOOSTER Marnik Professeur, Université Catholique de Louvain, Belgiqu

INRA SCIENCE & IMPACT — Région Alsace — Syndicat Mixte Recyclage Agricole du Haut-Rhin — SITEUCE

UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

Ecole doctorale des Sciences de la Terre et de l'Environnement (ED 413)

Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg - UMR 7517

THÈSE

présentée par :

Arnaud ISCH

Soutenue publiquement le 28 juin 2016

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'Université de Strasbourg**

Discipline/Spécialité : **Sciences de la Terre et de l'Environnement**

Caractérisation de la dynamique hydrique et du transport de solutés en sol nu soumis à des apports répétés de Produits Résiduaires Organiques. Application au risque de lixiviation des nitrates.

THÈSE dirigée par :

M. ACKERER Philippe	Directeur de recherche CNRS, Université de Strasbourg, France
M. COQUET Yves	Professeur, Université d'Orléans, France

RAPPORTEURS :

M. ALLETTO Lionel	Enseignant-Chercheur, EI PURPAN, INP Toulouse, France
M. VOLTZ Marc	Directeur de Recherche, INRA Montpellier, France

---

EXAMINATEURS :

M. LAFOLIE François	Chargé de recherche, INRA Avignon, France
M. VANCLOOSTER Marnik	Professeur, Université Catholique de Louvain, Belgiqu

A ma mère

Avant-propos

Le doctorant a été accueilli dans l'Unité Expérimentale SEAV (Service d'Expérimentation Agronomique et Viticole) de l'INRA de Colmar, où il a bénéficié du soutien technique de l'équipe de la plateforme expérimentale PRO'spective composé de son responsable Denis Montenach et de Frédéric Hammel. L'encadrement scientifique a été assuré par le Directeur de Recherches Philippe Ackerer, du CNRS (UMR CNRS 7517 LHyGeS – Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg - http://lhyges.u-strasbg.fr/), et par le Professeur Yves Coquet, directeur de l'OSUC (Observatoire des Sciences de l'Univers en région Centre - https://www.univ-orleans.fr/osuc/).

Le travail de doctorat s'est appuyé sur le dispositif de l'essai agronomique de Colmar, composante régionale du Système d'Observation et d'Expérimentation sur le long terme pour la Recherche en Environnement « Produits Résiduaires Organiques » (SOERE PRO - http://www.allenvi.fr/?page_id=781), piloté par la DR Sabine Houot de l'INRA de Versailles-Grignon (UMR INRA 1091 EGC – Environnement et Grandes Cultures - http://www.versailles-grignon.inra.fr/egc/). Ce SOERE regroupe plusieurs sites répartis sur le territoire national et dédiés à l'étude de l'effet des apports de PRO sur les sols et sur l'environnement, dont celui de l'INRA Colmar qui a permis le fonctionnement du dispositif expérimental et soutenu le travail de thèse. Il sera néanmoins nécessaire de le compléter, au moins pour le suivi du fonctionnement hydrique en sol nu, afin de pouvoir, à terme, estimer correctement le puits racinaire lié aux cultures, par comparaison entre les parcelles nues et cultivées du dispositif, vu que ces dernières été instrumentées en décembre 2013.

Le contrat doctoral a principalement été financé par la Région Alsace et co-financé par le Syndicat Mixte de Recyclage Agricole (SMRA) et le Syndicat Intercommunal de Traitement des Eaux Usées de Colmar et Environs (SITEUCE). Les frais d'analyse ont quant à eux été financés par l'Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie (ADEME) et par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM).

Remerciements

Mes premiers remerciements sont naturellement adressés à Philippe Ackerer et Yves Coquet mes deux directeurs de thèse. Philippe, je me souviens de cet entretien il y a maintenant quasiment quatre ans de cela. Moi, récent diplômé d'un Master de Chimie en Sciences Analytiques et aux compétences a priori assez éloignées du sujet de la thèse, vous m'avez fait confiance quant à mes capacités d'adaptation et m'avez convaincu que changer de discipline pourrait être bénéfique non seulement pour le fin de mes études mais également pour la suite de ma carrière. Merci pour votre gentillesse, votre pédagogie et le temps que vous avez consacré à l'encadrement des travaux et à la correction du manuscrit. J'espère qu'en regardant le chemin parcouru et les résultats obtenus vous êtes satisfait de votre choix initial. Yves, merci pour votre encadrement et votre disponibilité malgré la distance. Votre pédagogie m'a impressionné et m'a beaucoup apporté, me permettant d'acquérir rapidement de nombreuses notions de physique du sol. Un grand merci également pour votre accueil chaleureux lors de mes quelques passages à Orléans et pour m'avoir proposé un poste d'ingénieur de recherche à l'Institut des Sciences de la Terre d'Orléans et les nombreuses responsabilités qui y sont associées. Je vais maintenant tacher de mener à bien le nouveau projet qui m'a été confié et j'espère vous conforter dans le choix que vous avez effectué.

Je veux également remercier Lionel Alletto et Marc Voltz qui ont accepté de rapporter mon travail de thèse ainsi que François Lafolie et Marnik Vanclooster qui l'ont examiné. Merci pour les nombreux retours positifs émis lors de la soutenance et pour la pertinence et la qualité de l'ensemble des questions formulées lors de la discussion que j'ai trouvé passionnante et très enrichissante d'un point de vue scientifique.

Merci à Rémi Koller, Stéphane Ruy et Valérie Pot, membres de mon comité de pilotage, pour les précieux conseils distillés lors des réunions effectuées au cours de la thèse ainsi qu'à Sabine Houot, Anne Schaub et Nathalie Valentin pour avoir lu et corrigé tout ou partie des rapports envoyés périodiquement au cours des travaux de thèse et du manuscrit final. Un grand merci à Patricia Garnier et François Lafolie pour les nombreuses heures consacrées à me former à la modélisation sur CANTIS et sur la plateforme Sol Virtuel, que ce soit au travers de travaux effectués à leurs côtés ou via d'innombrables mails échangés. Sans vous, le chapitre portant sur l'étude de la décomposition de la matière organique des produits résiduaires organiques dans le sol et de l'effet des apports sur la lixiviation des nitrates n'aurait pu être mené à son terme. Encore, je souhaite adresser mes remerciements à l'ensemble des personnes responsables des analyses en laboratoire et

notamment à Christophe Labat et à Martine Trautmann, qui ont traité avec rigueur les nombreux échantillons prélevés suite à l'instrumentation des parcelles en sol nu. Je désire également souligner le sérieux avec lequel la SADEF a procédé aux analyses des très nombreux échantillons de terre et d'eau transmis au cours des travaux de thèse. Plus particulièrement, merci à Daria Heyer pour l'adaptation dont elle a su faire preuve lors de la prise en charge des échantillons et à Bruno Kayser pour la mise en place et la validation des méthodes d'analyse ainsi que pour les nombreux échanges constructifs entretenus durant la thèse, ceux-ci ayant permis de résoudre souvent rapidement un grand nombre de problème.

Je tenais aussi à remercier Lionel Ley pour sa sympathie et son accueil au sein du Service d'Expérimentation Agronomique et Viticole de l'INRA de Colmar ainsi que Pascal Valentin sans qui cette thèse n'aurait probablement jamais vu le jour. Merci également à tous les collègues de l'unité, à savoir Alain, Cédric, David, Éric, Grégory, Jacky, Jean-Luc, Martin, Mathieu, Nicole, Paul-André, Perrine, Rémy, Roland, Serge, Sophie pour leur bonne humeur quotidienne et leur aide précieuse concernant les diverses expérimentations ayant pris place au cours des travaux de thèse. Évidemment je n'oublie pas Frédéric Hammel et Denis Montenach, mes deux collègues de la plateforme PRO'spective. Fred, merci de m'avoir transmis ton savoir au sujet du dispositif des cases lysimétriques et pour ton aide indispensable concernant notamment les nombreux prélèvements d'eau, le fonctionnement du matériel de suivi hydrique et l'acquisition de données instrumentales. Denis, je pourrais rédiger plusieurs pages si je devais lister toutes les choses que tu as faites pour contribuer à la réussite de cette thèse dont la bonne tenue a été si chère à tes yeux. Je ne vais pas m'étaler mais tout simplement te remercier pour l'ensemble des moments passés avec toi, que ce soit sur le terrain, pour l'instrumentation des parcelles, lors des nombreuses campagnes de prélèvements parfois effectuées dans des conditions très difficiles et pour lesquelles tu n'as jamais compté tes heures ou encore autour d'un (ou plusieurs ☺) verre(s) nous permettant de discuter des problèmes inhérents aux expérimentations ou plus simplement de décompresser et où là aussi, il faut le dire, nous n'avons pas souvent compté nos heures. Plus qu'un collègue de travail, j'ai rencontré un ami qui m'a épaulé durant près de trois ans pour mener à bien les objectifs initiaux. Pour paraphraser Yves, cette thèse c'est aussi la tienne car sans toi les résultats n'auraient pas été ceux qu'ils sont et cette thèse pas aussi aboutie qu'elle ne l'est. Encore une fois, merci pour tout.

Merci aussi à Fanilo et à Lauriane, mes deux collègues du bureau R08 au LHyGeS dans lequel a pris place la phase terminale d'exploitation des résultats et de rédaction de la thèse. Malgré mes horaires « décalés », nos nombreuses discussions et vos conseils prodigués par rapport aux épreuves rencontrées durant vos thèses respectives m'ont permis de mieux appréhender cette délicate épreuve.

Enfin, comment oublier mes proches. Merci tout d'abord à Ludo qui m'a accompagné durant les périodes les plus difficiles de ces quatre ans de thèse et sans qui j'aurais eu bien du mal à tenir le coup. Mec, merci pour ces moments qui m'ont permis de décompresser et de me vider la tête avant de me replonger dans le boulot. Je n'oublierais pas ces soirées, où, même en plein milieu de la semaine, tu étais prêt à sortir jusqu'à pas d'heure sachant que tu te levais à 7h le lendemain matin pour aller bosser. On en a vécu des trucs depuis qu'on se

connait ma poule… et ça ne fait que commencer ☺. Merci aussi à Anthony et Jordan qui, malgré la distance, leur emploi du temps chargé et leur vie de famille, ont toujours su trouver le temps de venir me rendre visite ou au moins de prendre de mes nouvelles. Enfin merci à tous les potes avec qui j'ai passé des moments mémorables au cours de cette thèse : Arnaud, Cédric, Idryss, Ivan, Pierre, Quentin, Romuald et tous les autres dont j'oublie le nom sur le moment. Un petit mot pour Marie-Ange que je n'oublie pas. Merci pour ta gentillesse et ta patience à mon égard. Si j'ai réussi cette thèse c'est également grâce à toi.

Enfin, *last but not the least*, merci à ma mère qui a toujours cru en moi et m'a constamment encouragé tout au long de mes études. Maman, si je suis docteur aujourd'hui c'est en grande partie grâce à toi. Tu as beaucoup donné pour que je réussisse et tu as su me conseiller, me guider et me rassurer lors des quelques moments où le doute à pu m'envahir et où j'ai eu à faire un choix. Merci pour tout le temps que tu m'as consacré, notamment durant la phase de rédaction où ta présence, ta gentillesse, ta patience et tes petits plats m'ont aidé à mieux appréhender cette étape et à tenir le coup. Ma plus grande réussite est que tu sois fière de moi. Cette thèse t'est dédiée.

Résumé étendu

Contexte scientifique et enjeux

Le recyclage des Produits Résiduaires Organiques (PRO) en agriculture est appelé à se développer largement dans les prochaines décennies et ce notamment parce qu'il favorise l'élimination des déchets produits par les villes, les zones périurbaines et l'élevage. Le PRO est une source de carbone, d'azote et d'autres nutriments pour les organismes vivants du sol, y compris pour les cultures. Son apport va donc avoir une incidence sur la dynamique de la matière organique du sol mais n'est pas sans risque car ces produits contiennent des contaminants. Ces derniers, présents à des concentrations significatives, peuvent constituer autant de dangers pour les eaux souterraines, de par leur éventuel potentiel de migration depuis la couche de surface du sol vers l'aquifère, via la zone non saturée, notamment en cas d'apports répétés. De plus, la matière organique du PRO est plus ou moins facilement minéralisable, ses caractéristiques influençant la dynamique des nitrates dans le sol et le risque de lixiviation vers les eaux souterraines.

Il est admis que l'étude de l'influence de l'apport de PRO sur la dynamique de l'azote dans les sols est complexe, puisqu'il s'agit de prendre en compte non seulement l'effet direct lié à l'apport d'azote par le PRO, mais aussi les effets indirects via les modifications des propriétés de transport de l'eau et des solutés dans le sol ou encore la réponse de l'activité microbienne induites par des épandages répétés. Bien que non triviale, cette évaluation n'en reste pas moins cruciale, au vu notamment des contraintes réglementaires renforcées liées aux nouvelles exigences de protection de l'environnement comme celle destinée à réduire la pollution nitrique des eaux à partir de sources agricoles (Directive 91/676/CEE du 12/12/1991).

Ainsi, et sachant que la nappe rhénane alimente près de 80 % de l'eau potable consommée en Alsace, nous pouvons aisément comprendre les fortes préoccupations qui concernent sa qualité actuelle et son évolution dans le futur. La compréhension de la disponibilité de l'azote à court et à long terme après un apport de PRO est donc un élément essentiel, non seulement afin de satisfaire les besoins des plantes mais également pour limiter les risques de pollution des eaux souterraines liés à la lixiviation des excédents d'apports.

Des travaux ont déjà été menés sur les effets des PRO, mais peu d'études prennent en compte les effets indirects engendrés par des apports répétés sur un sol limoneux issus de lœss, caractéristique de la plaine du Rhin et représentant majeur de l'un des huit grands domaines morphologiques des sols d'Alsace.

Essai agronomique et objectifs du travail de thèse

L'essai agronomique est intégré au dispositif expérimental de plein champ de la plateforme PRO'spective (2.016 ha), composé de parcelles élémentaires de 90 m^2 de surface brute réparties en un essai central partagé en deux sous-essais à quatre blocs dont une moitié avec complémentation minérale azotée, et deux essais adjacents sans répétition. Faisant partie du Service d'Expérimentation Agronomique et Viticole de l'INRA de Colmar (SEAV - UE0871), la plateforme PRO'spective permet, depuis 2000, l'étude des impacts de l'épandage agricole biennal de PRO, apportés à hauteur de la dose réglementaire (170 kg $N_{tot}.ha^{-1}$), sur la qualité des sols, des eaux et des cultures au travers de six modalités (*i*) une boue urbaine déshydratée (BOUE) ; (*ii*) la même boue urbaine compostée avec des déchets verts (DVB) ; (*iii*) un compost de biodéchets issus d'une collecte sélective de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères (BIO) ; (*iv*) un fumier de bovin (FUM) ; (*v*) le même fumier de bovin composté (FUMC) ; (*vi*) un témoin sans apport (TEMOIN).

Trois parcelles en sol nu (SN BOUE, SN DVB et SN TEMOIN) sont concernées par ce travail de thèse et instrumentées, entre octobre 2012 et janvier 2013, avec du matériel de suivi de la dynamique hydrique comprenant notamment tensiomètres T4e (UMS GmbH) et sondes de mesure des teneurs en eau TDR CS605 (Campbell Scientific), tous implantés à huit profondeurs (10, 20, 37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm) définies selon celles des horizons du profil de sol étudié.

Enfin six cases lysimétriques situées à 500 m de l'essai de plein champ ont été reconstituées fin 1983 dans des bacs en polyéthylène noir d'une longueur et d'une largeur identique et égale à 2 m et de 1 m de profondeur, à partir de prélèvements de sols issus de l'essai en place à l'époque. La paroi du fond de la case est légèrement inclinée et permet une récupération de la totalité de l'eau de drainage ainsi effectuée en son centre. L'estimation précise des volumes d'eau drainés et des flux de solutés lessivés est assurée par des compteurs de débits qui permettent également la réalisation d'un échantillonnage adapté au rythme de drainage constaté. Intégrées au dispositif de la plateforme PRO'spective début 2009, les cases sont concernées par les mêmes modalités (BOUE, DVB et TEMOIN – deux répétitions) que les parcelles en sol nu étudiées dans ce travail de thèse. Le profil des deux cases TEMOIN est instrumenté avec du matériel de suivi hydrique du même type que celui mis en place sur les parcelles en sol nu.

Le travail de thèse s'est ainsi appuyé sur cet important dispositif pour tenter de répondre aux questions scientifiques posées initialement concernant les effets des apports répétés de PRO sur les modifications (*i*) des propriétés hydrodynamiques du sol ; (*ii*) de la dispersivité hydrodynamique et du transport des solutés dans le sol (cas d'un soluté conservatif : l'anion bromure) ; (*iii*) des propriétés de minéralisation de la matière organique dans le sol et de la lixiviation des nitrates qui en résulte.

Effet des apports répétés de PRO sur les propriétés hydriques du sol

L'étude de l'influence des apports de PRO sur les variations des propriétés hydrodynamiques des parcelles en sol nu a dans un premier temps été réalisée au travers de l'exploitation des résultats des analyses effectuées en laboratoire à partir d'échantillonnages de sol de chaque parcelle opérés principalement lors de l'étape d'instrumentation. Permettant notamment la caractérisation des (*i*) masses volumiques apparentes ; (*ii*) courbes

de rétention d'eau θ(h) ; (*iii*) conductivités hydrauliques à saturation (K_s) ; (*iv*) propriétés physico-chimiques propres à chaque horizon des profils de sols instrumentés, aucun effet d'apport de PRO ne peut toutefois être clairement mis en évidence. En effet, du fait des variations engendrées sur la structure et la porosité du sol, les pratiques culturales et phénomènes de compaction auxquels est soumis l'horizon de surface de chaque parcelle ont tendance à masquer la visibilité des éventuels effets des épandages réalisés depuis 2001.

La description de l'hydrodynamique dans le profil de sol vertical (0 – 165 cm) et variablement saturé de chaque parcelle est effectuée sur la version unidimensionnelle du programme HYDRUS (HYDRUS-1D). Celui-ci est basé sur la résolution numérique de l'équation de Richards selon la fonction analytique de van Genuchten et le modèle statistique de distribution de la taille des pores établi par Mualem et permet de ce fait de décrire le mouvement de l'eau dans les différents horizons du profil de sol suivant cinq paramètres (θ_r, θ_s, α, n et K_s). Au préalable des optimisations mises en place sur HYDRUS-1D, les valeurs initiales de ces paramètres sont établies spécifiquement à chaque parcelle via le modèle (*i*) Rosetta, qui se base notamment sur les données texturales et la masse volumique apparente des différents horizons ; (*ii*) RetC, qui permet d'estimer les paramètres de l'équation de van Genuchten propres à chaque horizon à partir du calage par méthode inverse des caractéristiques de rétention d'eau obtenues en laboratoire.

Finalement, les cinq paramètres qui permettent la description de l'hydrodynamique des différents horizons des profils de sol d'intérêts sont calés à l'aide d'HYDRUS-1D au travers d'une série d'optimisations inverses réalisées à partir des données de potentiel matriciel et de teneur en eau journalières acquises aux profondeurs instrumentées sur les parcelles et les cases lysimétriques, mais également des drainages journaliers constatés sur ces dernières. Par conséquent, la prise en compte de données instrumentales fiables représente une condition *sine qua non* à la mise en place d'une procédure d'optimisation robuste et l'obtention de paramètres caractérisant réellement l'hydrodynamique de chaque horizon. Un travail de suppression empirique des données instrumentales a ainsi été entrepris, celui-ci se montrant particulièrement chronophage pour les potentiels matriciels, les tensiomètres étant des capteurs finalement assez peu robustes et très sensibles aux conditions climatiques notamment lorsqu'ils sont implantés dans un horizon de surface. En outre, au vu notamment des écarts entre les teneurs en eau acquises par les sondes TDR à une même profondeur instrumentée sur les trois parcelles en sol nu, une correction de ces dernières est absolument indispensable et effectuée via la mise en place de suivis gravimétriques. Onze campagnes sont réalisées et permettent finalement la correction des données instrumentales à chaque profondeur instrumentée (*i*) sous l'horizon de surface à travers l'application d'une équation de type $y = ax + b$; (*ii*) dans l'horizon de surface via l'application d'un coefficient de correction périodique qui dépend des dates des pratiques culturales du site, ces dernières nécessitant en effet de retirer et réimplanter les sondes avant et après chaque opération de travail du sol.

Le cas des cases lysimétriques diffèrent sensiblement de celui des parcelles. En effet, les profils de teneur en eau sont relativement cohérents entre cases instrumentées (absence de phénomènes de compaction, non-nécessité de retirer les instruments entre les pratiques culturales) et n'imposent pas la mise en place d'un suivi gravimétrique qui n'aurait dans tous les cas pas pu être réalisé au vu de l'impossibilité d'échantillonnage de sol indissociable aux études effectuées sur ce type de dispositif. En outre, un état hydrique proche de la saturation est observé dès 40 cm de profondeur et induit par la rupture de capillarité engendrée par le retour à

pression atmosphérique à la base du lysimètre et qui perturbe le régime hydrique d'une façon croissante avec la profondeur. Enfin, des dynamiques de drainage similaires sont observées selon l'alignement nord/sud des cases ({1, 2, 3} et {4, 5, 6}), attestant d'un fonctionnement hydrique pouvant être impacté par une reconstitution probablement effectuée trois par trois.

Concernant la modélisation de l'hydrodynamique, une condition limite supérieure commune aux parcelles et aux cases lysimétriques est appliquée à la surface du sol. Elle nécessite notamment les données journalières de pluviométries mesurées par la station météorologique du dispositif expérimental et celles des évaporations réelles du sol nu, obtenues à partir de la correction de l'évapotranspiration de référence (ET_0) par des coefficients culturaux établis selon une méthode décrite par la FAO (Food and Agriculture Organization). La condition limite inférieure du modèle diffère quant à elle selon le dispositif de mesure avec la prise en compte (*i*) des données journalières de potentiel matriciel à 165 cm sur chacune des trois parcelles en sol nu, cette profondeur instrumentée définissant le fond du profil de sol vertical ; (*ii*) d'une surface de suintement, et donc d'un retour à pression atmosphérique, à 100 cm sur les cases lysimétriques.

En définitive, les paramètres calés à l'aide d'HYDRUS-1D par méthode inverse permettent de décrire efficacement l'hydrodynamique observée dans les profils de sol étudiés, au travers de simulations généralement satisfaisantes des dynamiques instrumentales et de drainages observées expérimentalement.

Effet des apports répétés de PRO sur le transport d'un soluté conservatif

L'étude de l'influence des épandages de PRO sur le transport du bromure, soluté conservatif, a été effectuée à partir d'un apport réalisé fin février 2013 sur la totalité de la surface propre aux dispositifs de mesure et à l'aide (*i*) d'un pulvérisateur sur les parcelles ; (*ii*) d'une rampe d'irrigation sur les cases lysimétriques.

De nombreux tests opérés en amont de l'apport (stabilité d'avancement du dispositif d'apport, volume d'eau débité par les buses, etc..) ont permis de définir une lame d'eau pulvérisée de 4 $L.m^{-2}$ et concentrée en ions Br^- à hauteur de 12.5 $g.L^{-1}$, soit 50 $g.m^{-2}$ apportés au total sur chaque parcelle et case. Des études sont également mises en place au cours de l'apport et une fois celui-ci effectué, permettant d'estimer les doses réellement épandues et de caractériser les éventuelles hétérogénéités d'apport.

Le suivi de la dynamique des ions bromures sur les parcelles est mis en place au travers de quatre campagnes d'échantillonnage opérées entre 110 et 700 jours après l'apport et comprenant des prélèvements de sols effectués tous les 10 cm à l'aide d'un préleveur motorisé et d'une tarière. Sur les cases lysimétriques, le suivi est assuré par des échantillonnages d'eau de drainage, avec près de 130 dates de prélèvements réparties sur une période d'approximativement deux ans suivant l'apport. Finalement, les conditions météorologiques favorables observées au cours des travaux de thèse, avec notamment des moyennes de précipitations annuelles constatées en 2013 et 2014 bien supérieures aux moyennes habituelles, ont facilité le suivi de la dynamique des ions *in situ* et permis (*i*) l'observation de profils de concentrations aux différences marquées entre les campagnes de suivi effectuées sur les parcelles ; (*ii*) un lessivage quasi-complet des quantités de bromures apportées sur les cases, à la date du dernier échantillonnage opéré dans le cadre de la thèse.

Les bilans de masse calculés à l'aide de la méthode des moments (ordre 0) pour chaque campagne sur les profils 0 – 160 cm permettent de caractériser un apport réalisé de façon relativement similaire sur les trois parcelles en sol nu et à une dose finalement proche de celle ciblée initialement. Les distances moyennes parcourues par les ions, l'étalement du profil de concentrations et les dispersivités associées à chaque campagne sont également étudiées, à l'aide du programme CXTFIT 2.0. Celui-ci permet d'estimer la vitesse moyenne de l'eau dans les pores et le coefficient de dispersion selon l'équation de convection-dispersion classique pour un écoulement unidimensionnel en régime permanent. Aucun effet d'apport n'est cependant clairement mis en évidence concernant ces trois paramètres après les tests statistiques effectués sur les résultats des modélisations mises en place à l'aide de CXTFIT.

Sur les cases lysimétriques, les concentrations en ions bromures retrouvées dans l'eau de drainage sont relativement similaires suivant la date mais présentent un léger décalage selon la position nord/sud des cases selon les drainages cumulés venant confirmer une reconstitution probable de celles-ci trois par trois. De plus, la perturbation du régime hydrique soulignée lors de l'étude de l'hydrodynamique et induite par la rupture de capillarité favorise vraisemblablement la présence de mouvements préférentiels des ions Br^-.

De la même façon que les modélisations de l'hydrodynamique, la simulation du transport unidimensionnel des ions bromures est également réalisée à l'aide d'HYDRUS-1D. Une description très satisfaisante des dynamiques observées expérimentalement sur les parcelles est obtenue pour chaque campagne à partir de l'équation classique de convection dispersion (CDE). La présence probable de mouvements préférentiels des ions bromures dans le profil vertical des cases impose quant à lui la prise en compte d'un modèle double porosité eau mobile/eau immobile (MIM) pour décrire convenablement le transport du soluté conservatif. Celui-ci considère que le mouvement de l'eau se fait uniquement dans la macroporosité tandis que l'eau contenue dans la microporosité ne participe pas à l'écoulement gravitaire.

Effet des apports répétés de PRO sur les propriétés de minéralisation de la matière organique dans le sol et la lixiviation des nitrates

L'étude de l'influence des apports de PRO sur la minéralisation de la matière organique dans le sol et la lixiviation des nitrates résultante est tout d'abord réalisée à partir de la caractérisation des PRO BOUE et DVB épandus, suite à des analyses en laboratoire (*i*) de fractionnement biochimique par la méthode van Soest permettant de spécifier la répartition de la matière organique fraîche des PRO ; (*ii*) d'incubations en conditions contrôlées permettant l'étude de la minéralisation du carbone et de l'azote organique du sol de chaque parcelle avant l'apport (effets des arrières-apports) ou du sol de la parcelle TEMOIN auquel a été incorporé le PRO. Les résultats de ces études ont été utilisés pour simuler la transformation du carbone et de l'azote dans le sol à l'aide du modèle CANTIS. Finalement, une simulation très satisfaisante des cinétiques d'incubations observées en laboratoire a pu être obtenue tant pour le PRO BOUE, amendement peu stable et possédant par conséquent un fort potentiel de minéralisation, que pour le compost DVB, très stable et qui participe de ce fait à un enrichissement du stock matière organique humifiée du sol au cours du temps. De plus, la généricité du modèle CANTIS est soulignée au travers du fait que les valeurs de nombreux paramètres sont reprises de

travaux antérieurs, bien qu'un jeu de paramètres unique ne semble pas pouvoir assurer une simulation fidèle de la décomposition de la matière organique dans des sols aux propriétés physico-chimiques distinctes.
En se basant sur les paramètres de minéralisation de la matière organique fraiche et humifiée dans le sol établis via CANTIS et de ceux permettant la description de l'hydrodynamique et calés suite aux études réalisées à l'aide HYDRUS-1D, la description de la minéralisation de l'azote organique et de la dynamique des nitrates est mise en place sur la plateforme Sol Virtuel. Celle-ci utilise le modèle mécaniste unidimensionnel PASTIS pour simuler les processus de transfert hydrodynamique, de flux de chaleur, du transport des solutés et des transformations du carbone et de l'azote dans le sol au cours du temps. Par conséquent, une simulation des dynamiques instrumentales et du transport des ions bromures est dans un premier temps réalisée à l'aide de Sol Virtuel, avec les jeux de paramètres établis via HYDRUS-1D sur les parcelles et les cases lysimétriques, permettant de vérifier que les résultats obtenus avec les deux modèles sont quasiment similaires. De plus, une bonne description des flux thermiques dans le sol est assurée par l'équation de convection-diffusion au travers d'une modélisation fidèle des données de températures acquises par les capteurs implantés aux différentes profondeurs instrumentées.
Suite aux campagnes d'échantillonnages mises en place, une bonne description de la lixiviation des nitrates constatée expérimentalement suite à deux épandages de PRO BOUE et DVB (02/2013 et 07/2014) est obtenue sur chacune des parcelles en sol nu et des cases lysimétriques au travers des simulations réalisées sur la plateforme Sol Virtuel. Finalement, pour une dose d'azote apportée à chaque épandage basée sur celle fixée par la réglementation en vigueur (170 kg $N_{tot}.ha^{-1}$) et pour une durée d'approximativement deux ans (709 jours), les parcelles BOUE et DVB présentent une production de quantités de nitrates dans l'horizon de surface plus élevée de respectivement environ 125 et 90 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ que celle de la parcelle TEMOIN (≈ 170 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$). Celle-ci est principalement due à l'apport de matière organique fraiche pour SN BOUE (75 %) et aux effets des arrières-apports pour SN DVB (91 %). Enfin, une influence des apports des PRO semble également visible sur les quantités d'ions nitrates lixivées sous 165 cm avec environ respectivement 62 % et 57 % des nitrates issus de la minéralisation de l'azote organique du sol et du stock initial présent à t_0 dans le profil des parcelles BOUE et DVB contre 53 % pour SN TEMOIN. Enfin, les dates d'apport doivent être raisonnées en fonction de celle du semis pour éviter un risque de « faim d'azote » à travers la réorganisation constatée suite à un épandage de DVB ou celui d'une lixiviation élevée dans les premiers mois qui suivent l'apport de BOUE et induite par une minéralisation nette rapide de l'azote organique de ce PRO.

En définitive, ayant permis une caractérisation de l'hydrodynamique et du transport de solutés d'un domaine représentatif de la majeure partie des sols limoneux d'Alsace, les résultats de ce travail de thèse devraient logiquement aider à l'adaptation des scénarios agronomiques sur le long terme pour, *in fine*, mieux répondre aux problématiques liées aux nouvelles exigences de protection de l'environnement.

Sommaire

Liste des images.....7

Liste des tableaux.....9

Liste des figures.....13

Introduction générale 20

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique.....23

Un point sur le surplus azoté et la contamination des eaux par les nitrates d'origine agricole 24

Une surabondance récente de l'azote réactif à l'échelle du globe 24
Les pertes azotées des terres arables : le cas de l'Union européenne 25
Nitrates : origines, impacts et réglementations..... 29
Les nitrates dans les eaux en France : une situation toujours préoccupante..... 32
Le cas des nitrates en Alsace 36

Effets agronomiques des apports de PRO.....40

Généralités sur les PRO..... 40
1.2.1.1 Les différents traitements appliqués aux PRO : description et intérêts 40
1.2.1.2 Les différents types de PRO et leur recyclage en agriculture..... 42
1.2.1.3 Composition physico-chimique moyenne des principaux types de PRO 44
Valeur fertilisante des PRO 46
1.2.2.1 Valeur fertilisante azotée 46
1.2.2.1.A Minéralisation de l'azote organique des PRO 46
1.2.2.1.B Volatilisation de l'azote ammoniacal 47
1.2.2.1.C Lixiviation des nitrates 48
1.2.2.2 Valeur fertilisante phosphatée 48
Valeur amendante des PRO..... 49
1.2.3.1 Méthodes et indicateurs..... 49
1.2.3.2 Impact des PRO sur les teneurs en carbone et la qualité de la MO du sol..... 50
1.2.3.3 Effet des apports de PRO sur la matière organique dissoute du sol 51
Impact sur les propriétés du sol 52
1.2.4.1 Propriétés chimiques..... 52
1.2.4.2 Propriétés physiques..... 53
1.2.4.3 Propriétés biologiques 55
Principaux contaminants contenus dans les PRO..... 56

Conclusion.....59

Chapitre 2 : Essai agronomique et dispositifs de mesure 62

Présentation du site expérimental et description du sol étudié 62
Présentation générale et objectifs de la plateforme expérimentale 62
Caractéristiques du sol 65
Caractéristiques des Produits Résiduaires Organiques épandus 68
Contexte climatique 72
Dispositif de parcelles en sol nu 74
Généralités 74
Instrumentation 74
Dispositif de cases lysimétriques 77
Généralités 77
Caractéristiques physico-chimiques du sol des cases lysimétriques 78
2.5.2.1 Texture du sol 78
2.5.2.2 Valeur agronomique 79
2.5.2.3 Masse volumique apparente 80
Évolution chronologique de l'instrumentation sur les cases lysimétriques 81
Itinéraire technique de la thèse 83

Chapitre 3 : Impact des apports de produits résiduaires organiques sur les propriétés physico-chimiques et hydriques d'un sol nu 85

Matériels et méthodes 87
Mesure des propriétés hydriques du sol 87
3.1.1.1 Analyse des prélèvements de sol effectués au cours de l'étude 87
3.1.1.1.A Rétention en eau 87
3.1.1.1.A.i Échantillonnage 87
3.1.1.1.A.ii Mesure de la caractéristique de rétention en eau 88
3.1.1.1.B Conductivité hydraulique à saturation 89
3.1.1.1.B.i Échantillonnage 89
3.1.1.1.B.ii Mesure de la conductivité hydraulique à saturation au laboratoire 90
3.1.1.1.C Masse volumique apparente 92
3.1.1.1.D Analyses physico-chimiques 94
3.1.1.1.D.i Échantillonnage 94
3.1.1.1.D.ii Analyse des échantillons 94
3.1.1.2 Principe des instruments de suivi de l'hydrodynamique 95
3.1.1.2.A Suivi du drainage sur les cases lysimétriques : les compteurs de débit 95
3.1.1.2.B Suivi du potentiel matriciel *in situ* : les tensiomètres T4e 96
3.1.1.2.C Suivi de la teneur en eau *in situ* : les sondes TDR CS605 et TRASE 97
3.1.1.3 Étalonnage des données de teneur en eau volumique fournies par les sondes TDR à l'aide de la méthode gravimétrique 99
3.1.1.3.A Justification de la nécessité de correction des données TDR 99
3.1.1.3.B Principe du suivi gravimétrique 100
3.1.1.3.C Mode opératoire des suivis gravimétriques 101
Modélisation de l'hydrodynamique 102
3.1.2.1 HYDRUS-1D : notions de bases et caractéristiques du modèle 102
3.1.2.1.A Équation de Richards et méthode de résolution 103
3.1.2.1.B Optimisation inverse et fonction objectif 104
3.1.2.1.C Statistiques de la solution inverse 104
3.1.2.2 Périodes de simulation définies sur les parcelles et les cases lysimétriques 105
3.1.2.3 Création des profils de sol à l'aide d'HYDRUS-1D 106
3.1.2.3.A Profil de sol des parcelles 106
3.1.2.3.B Profil de sol des cases lysimétriques 106

3.1.2.4 Conditions initiale et aux limites appliquées au modèle 108
3.1.2.4.A Condition initiale 108
3.1.2.4.B Condition limite à la surface du sol 108
3.1.2.4.C Condition à la limite inférieure pour les parcelles 109
3.1.2.4.D Condition à la limite inférieure pour les cases lysimétriques 110
3.1.2.5 Estimation initiale des paramètres des équations de Mualem-van Genuchten 110
3.1.2.5.A Rosetta, un modèle empirique 111
3.1.2.5.B Estimation des paramètres de la caractéristique de rétention en eau 111
3.1.2.5.C Cas des paramètres initiaux des cases lysimétriques 112
3.1.2.6 Critère d'évaluation de l'efficience des simulations 112

[redacted] Résultats et discussion 113

[redacted] Caractérisation des parcelles en sol nu 113
3.2.1.1 Analyses physico-chimiques 113
3.2.1.1.A Paramètres qui caractérisent la valeur agronomique du sol 113
3.2.1.1.A.i Calcaire total 113
3.2.1.1.A.ii pH 114
3.2.1.1.A.iii Capacité d'échange cationique 114
3.2.1.1.A.iv Carbone organique, azote total et rapport C/N 115
3.2.1.1.A.v Teneurs en éléments majeurs et oligo-élements 117
3.2.1.1.B Étude granulométrique 117
3.2.1.2 Masse volumique apparente 119
3.2.1.2.A Étude de la masse volumique apparente des profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé 120
3.2.1.2.B Étude de la masse volumique apparente de l'horizon travaillé 122
3.2.1.2.B.i Effet du volume du cylindre de prélèvement 122
3.2.1.2.B.ii Effet des pratiques culturales 122
3.2.1.2.B.iii Effet des apports de PRO 124
3.2.1.2.C Conclusion et prise en compte d'une valeur unique de masse volumique apparente par profondeur instrumentée 124
3.2.1.3 Courbes de rétention en eau : détermination au laboratoire 125
3.2.1.4 Conductivité hydraulique à saturation : résultat des mesures au laboratoire 126

[redacted] Suivi des données instrumentales et description de l'hydrodynamique sur les profils de sol des parcelles en sol nu 128
3.2.2.1 Bilan de deux ans d'acquisition de données 128
3.2.2.1.A Profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé 128
3.2.2.1.A.i Cas des tensiomètres 128
3.2.2.1.A.ii Cas des sondes TDR 130
3.2.2.1.B Profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface 131
3.2.2.1.B.i Cas des tensiomètres 131
3.2.2.1.B.ii Cas des sondes TDR 134
3.2.2.2 Correction des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR à l'aide de la méthode des suivis gravimétriques 136
3.2.2.2.A Cas des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface : étalonnage par droite d'équation de type $y = ax + b$ 136
3.2.2.2.A.i Bilan général des suivis gravimétriques et choix empiriques effectués 137
3.2.2.2.A.ii Résultats selon le traitement 137
3.2.2.2.A.iii Résultats selon la profondeur 137
3.2.2.2.A.iv Équations linéaires et étude des données de teneur en eau corrigées 139
3.2.2.2.B Cas particulier des profondeurs de surface : correction à l'aide de coefficients 140
3.2.2.3 Étude des courbes de rétention en eau instrumentales 142
3.2.2.3.A Profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé 142
3.2.2.3.A.i Étude intra et inter-parcellaire 142
3.2.2.3.A.ii Études intra-profondeur et comparaisons avec les résultats des analyses au laboratoire 143
3.2.2.3.B Profondeurs instrumentées dans l'horizon travaillé 146

[redacted] Étude de l'hydrodynamique sur le dispositif de cases lysimétriques 149

3.2.3.1 Bilan de l'acquisition des données hydriques : fonctionnement et problèmes spécifiques au système de cases lysimétriques 150
3.2.3.1.A Sondes TDR 150
3.2.3.1.B Tensiomètres 153
3.2.3.2 Étude des courbes de rétention en eau instrumentales 156
3.2.3.3 Étude des dynamiques de drainage constatées sur les cases lysimétriques 157
3.2.3.3.A Résultats des suivis effectués avant la mise en place des compteurs de débit 157
3.2.3.3.B Résultats des suivis effectués suite à la mise en place des compteurs de débit 158
[redacted] Résultats de modélisation concernant l'hydrodynamique 160
3.2.4.1 Établissement des premiers jeux de paramètres hydrodynamiques à partir des résultats d'analyse au laboratoire des échantillons de sol prélevés *in situ* 160
3.2.4.1.A Résultats des prédictions effectuées à l'aide de Rosetta 160
3.2.4.1.B Résultats des calages réalisés à l'aide de RetC 161
3.2.4.2 Optimisations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D : résultats et discussion 163
3.2.4.2.A Stratégie d'optimisation inverse 163
3.2.4.2.B Bilan des paramètres calés pour chaque parcelle et comparaisons avec les intervalles de départ établis à l'aide de RetC 165
3.2.4.2.C Étude de la qualité des simulations des données instrumentales 166
3.2.4.2.C.i Résultats des modélisations avec les paramètres initiaux établis à l'aide de RetC 167
3.2.4.2.C.ii Résultats des modélisations avec les paramètres optimisés à l'aide d'HYDRUS-1D 170
3.2.4.2.D Étude des courbes de rétention en eau et de conductivité hydraulique modélisées 171
3.2.4.3 Résultats des modélisations HYDRUS-1D sur les cases lysimétriques 173
3.2.4.3.A Stratégie d'optimisation sur les cases lysimétriques 173
3.2.4.3.B Bilan des paramètres calés pour chaque case lysimétrique 176
3.2.4.3.C Étude de la qualité des simulations 177
3.2.4.3.C.i Données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau 177
3.2.4.3.C.ii Données de drainage 179
3.2.4.3.D Étude des courbes de rétention en eau et de conductivité hydraulique modélisées 182
[redacted] **Conclusion 183**

Chapitre 4 : Étude du transport des ions bromures en sol nu suite à des apports de produits résiduaires organiques 187

[redacted] **Matériels et méthodes 189**
[redacted] Caractéristique de l'apport des bromures 189
4.1.1.1 Localisation de l'apport 189
4.1.1.2 Méthode d'apport et dose ciblée 189
[redacted] Description des tests mis en place avant l'apport 190
[redacted] Déroulement de l'apport des ions bromures 190
4.1.3.1 Sur les parcelles 190
4.1.3.2 Sur les cases lysimétriques 192
[redacted] Échantillonnages liés au suivi de la dynamique des ions bromures 193
4.1.4.1 Sur les parcelles 193
4.1.4.2 Sur les cases lysimétriques 195
[redacted] Mode opératoire et méthode de dosage des ions bromures au laboratoire 195
4.1.5.1 Dosage des teneurs en bromure dans les échantillons d'eau de drainage des cases lysimétriques 195
4.1.5.1.A Prétraitement et méthode d'analyse au laboratoire 195
4.1.5.1.B Caractéristiques et limites de quantification de la méthode d'analyse 198
4.1.5.2 Dosage des teneurs en bromure dans les échantillons de terres prélevés suite aux campagnes de prélèvement mises en place sur les parcelles en sol nu 198
[redacted] Modélisation du transport des ions bromures au cours du temps 199

4.1.6.1 Équation de description du transport de solutés 199
4.1.6.1.A Sur les parcelles 200
4.1.6.1.B Sur les cases lysimétriques 201
4.1.6.2 Condition initiale et aux limites appliquées au transport de solutés 202
4.1.6.2.A Condition initiale appliquée aux systèmes étudiés 202
4.1.6.2.B Condition à la limite supérieure 202
4.1.6.2.C Condition à la limite inférieure 203
4.1.6.3 Critère d'évaluation de l'efficience des simulations 203

[illegible] Résultats et discussion 204

[illegible] Tests effectués préalablement à l'apport des ions bromures 204
[illegible] Quantités de bromure apportées : estimations et bilans 204
[illegible] Étude de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu 205
4.2.3.1 Contamination liée à l'insertion de la tarière dans le trou effectué par le carottier 208
4.2.3.2 Suivi des hétérogénéités d'apport établies selon la largeur parcellaire 209
4.2.3.3 Justification du choix de CXTFIT pour l'étude des profils de concentration 210
4.2.3.4 Étude des bilans de masse moyens et tests statistiques associés 212
4.2.3.4.A Bilans de masse et profils de concentration retrouvés lors des suivis 212
4.2.3.4.B Résultats des tests statistiques associés aux bilans de masse 215
4.2.3.5 Résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT : études de la profondeur du soluté, de l'étalement du profil et de la dispersivité 216
4.2.3.5.A Profondeur moyenne des ions bromures 216
4.2.3.5.B Étalement du profil de concentration en ions bromures 217
4.2.3.5.C Étude de l'évolution de la dispersivité 218

[illegible] Suivi des concentrations en ions bromures et flux associés retrouvés dans l'eau de drainage des six cases lysimétriques 220
4.2.4.1 Cas particulier de la Case 4 (TEMOIN) 220
4.2.4.2 Concentrations retrouvées dans l'eau de drainage 221
4.2.4.3 Étude des flux retrouvés pour chaque case lysimétrique 224

[illegible] Modélisation de la dynamique des ions bromures à l'aide d'HYDRUS-1D 225
4.2.5.1 Cas des différentes campagnes de prélèvements réalisées sur les parcelles 225
4.2.5.1.A Caractéristiques initiales du modèle de transport propre à chaque parcelle 225
4.2.5.1.B Description des scénarios d'optimisation et résultats associés 227
4.2.5.1.C Études complémentaires mises en place 230
4.2.5.1.C.i Facteur de tortuosité 230
4.2.5.1.C.ii Données expérimentales modifiées selon les résultats CXTFIT 232
4.2.5.1.C.iii Quantité d'ions apportée 232
4.2.5.1.C.iv Évapotranspiration considérée en condition à la limite supérieure du modèle 233
4.2.5.2 Modélisation des concentrations en bromures et flux associés retrouvés en sortie des six cases lysimétriques 234
4.2.5.2.A Configurations initiales du modèle de transport sur les six cases lysimétriques 234
4.2.5.2.B Description des scénarios d'optimisation et résultats associés 237

[illegible] Conclusion 240

Chapitre 5 : Étude la décomposition de la matière organique des produits résiduaires organiques en sol nu et de l'effet des apports sur la lixiviation des nitrates 243

[illegible] Matériels et méthodes 245

[illegible] Description de l'épandage des PRO 245
[illegible] Étape d'échantillonnage liée au suivi de la dynamique des nitrates 246
[illegible] Méthodes d'analyse au laboratoire 247
5.1.3.1 Caractérisation de la décomposition de la matière organique 247
5.1.3.1.A Fractionnement biochimique des PRO 247

5.1.3.1.B Déroulement des incubations « Sol Seul » et « Sol + PRO » réalisées au laboratoire 248
5.1.3.1.C Évolution de la biomasse microbienne du sol ... 249
5.1.3.2 Dosage des teneurs en nitrates dans les échantillons de terre et d'eau ... 249
CANTIS : étude de la décomposition de la matière organique dans le sol ... 250
5.1.4.1 Description générale du modèle ... 250
5.1.4.2 Équations et paramètres du modèle ... 251
5.1.4.3 Critères d'évaluation de l'efficience des simulations ... 252
Plateforme Sol Virtuel : génération d'un modèle permettant la simulation de la lixiviation des nitrates observée *in situ* ... 253
5.1.5.1 Présentation générale de la plateforme Sol Virtuel ... 253
5.1.5.2 Description des processus et modules associés à la création du modèle ... 254
5.1.5.3 Périodes de simulation ... 256
5.1.5.4 Critère d'évaluation de l'efficience des simulations ... 256

Résultats et discussion ... 257

Étude des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques au laboratoire ... 257
5.2.1.1 Résultats pour le « Sol Seul » ... 257
5.2.1.2 Résultats pour le « Sol TEMOIN + PRO » ... 259
Démarche d'optimisation des paramètres gouvernant la décomposition de la matière organique des PRO dans le sol via CANTIS et résultats obtenus ... 260
5.2.2.1 Étude préliminaire sur la mesure de la biomasse microbienne en sol nu ... 260
5.2.2.2 Calage de CANTIS sur les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls » ... 261
5.2.2.3 Calage via CANTIS des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des PRO incorporés au sol de la parcelle non amendée (TEMOIN) ... 262
5.2.2.3.A Fractions biochimiques et adaptation du modèle à l'apport de PRO ... 262
5.2.2.3.B Conditions initiales ... 265
5.2.2.3.C Paramètres relatifs à la décomposition de la FOM ... 266
5.2.2.3.D Résultats des optimisations et conclusions ... 266
Étude de l'hydrodynamique et du transport du bromure sur la plateforme Sol Virtuel à partir des paramètres optimisés à l'aide d'HYDRUS-1D ... 270
Simulation des températures du sol ... 270
Étude de la lixiviation des nitrates sur les parcelles en sol nu ... 270
5.2.5.1 Caractérisation de la dynamique des nitrates sur la parcelle TEMOIN ... 271
5.2.5.1.A Résultats obtenus avec les paramètres optimisés à l'aide de CANTIS ... 271
5.2.5.1.B Calage du taux de décomposition de la matière organique humifiée ... 272
5.2.5.1.C Modification des teneurs initiales en nitrates sur le profil 0–160 cm ... 274
5.2.5.2 Caractérisation de la dynamique des nitrates sur les parcelles amendées pour l'épandage effectué le 21/02/2013 ... 275
5.2.5.3 Validation des résultats avec l'épandage de PRO effectué le 01/08/2014 ... 279
5.2.5.4 Évolution des termes du bilan azoté et effets des apports de PRO ... 282
Étude de la lixiviation des nitrates sur les cases lysimétriques ... 285
5.2.6.1 Concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage et flux associés ... 285
5.2.6.2 Simulation de la dynamique des nitrates sur les cases lysimétriques ... 287

Conclusion ... 293

Conclusion générale et perspectives ... 296

Bibliographie ... 304

Annexes ... 324

Liste des images

Image 2.1 : Vue satellite de l'unité expérimentale de l'INRA Colmar avec la mise en évidence en rouge de l'essai principal, des cases lysimétriques et de la station météorologique (24/06/2010)..... 63

Image 2.2 : Procédé de compostage mis en place sur la plateforme de Réguisheim..... 69

Image 2.3 : Station météorologique du dispositif expérimental. 72

Image 2.4 : Fosse d'instrumentation et positionnement géographique des trois parcelles en sol nu. 75

Image 2.5 : Ouverture de la fosse d'instrumentation et pose du regard en béton où sont acquises les données instrumentales..... 75

Image 2.6 : Travail d'un profil de sol au couteau et caractérisation du solum selon les profondeurs des différents horizons qui le composent. 75

Image 2.7 : Case lysimétrique intégrée au dispositif expérimental de la plateforme PRO. 77

Image 2.8 : Rampe permettant l'irrigation sur les cases lysimétriques. 77

Image 2.9 : Dispositif des six cases lysimétriques (et code couleur associé), regards où sont récupérés l'eau de drainage et les données acquises par les instruments et rampe permettant l'irrigation. 78

Image 2.10 : Tensiomètres implantés sur la Case 1 entre mars 2009 et mars 2012. 81

Image 2.11 : Mise en place des sondes TDR TRASE après la réalisation d'un trou dans la paroi de la case et branchement des instruments à la centrale d'acquisition située à la surface du sol. 81

Image 2.12 : Mise en place de la centrale d'acquisition dans le Regard 1 et implantation des cinq tensiomètres T4e à la place des tensiomètres à capteurs piézométriques..... 82

Image 2.13 : Bidons de récupération (60 L) de l'eau de drainage des cases en place jusque mars 2013..... 82

Image 2.14 : Système de récupération de l'eau de drainage : compteur de débit, échantillonnage principal (30 L) et sous-échantillonnage (2 ou 5 L)..... 82

Image 2.15 : Mise en place des sondes TDR CS605 après la réalisation d'un trou dans la paroi de la Case 4 (01/08/2013). 83

Image 3.1 : Prélèvement des échantillons destinés à l'établissement des courbes de rétention en eau..... 87

Image 3.2 : Illustration du principe des mesures effectuées dans une presse de Richards. 89

Image 3.3 : Procédure de prélèvement et stockage des échantillons destinés aux déterminations des conductivités hydrauliques à saturation..... 90

Image 3.4 : Étapes de préparation des échantillons avant analyse pour la détermination au laboratoire de la conductivité hydraulique à saturation d'échantillons de sol non remaniés. 91

Image 3.5 : Détermination de la conductivité hydraulique à saturation au laboratoire par mesure du niveau d'eau à l'aide d'une règle puis pesée du volume écoulé au cours de la manipulation. 91

Image 3.6 : Détermination des masses volumiques apparentes : excavation des premiers centimètres de terre et mise à niveau [A], positionnement du cylindre sur le sol [B] et prélèvement à l'aide d'une bêche [C] et de spatules [D]..... 93

Image 3.7 : Détermination des masses volumiques apparentes : arasement de la terre sur chaque bord du cylindre [A et B] et mise en sachet Cryovac ou en barquette en aluminium pour étuvage [C et D]. 93

Image 3.8 : Auget d'un compteur de débit et « bumper » (en rouge) permettant son étalonnage. 95
Image 3.9 : Étalonnage d'un auget à l'aide d'une pipette jaugée de 100 mL. 95
Image 3.10 : Vis permettant d'ajuster les quantités d'eau sous-échantillonnées. 95
Image 3.11 : Représentation d'une sonde TDR CS605. 98
Image 3.12 : Système TRASE et sonde TDR associée. 99
Image 3.13 : Les différentes étapes qui composent un suivi gravimétrique avec : le prélèvement de sol à l'aide d'une tarière manuelle [A], l'arasement de l'échantillon pour éviter toute contamination [B], la pesée du sol dès sa mise en barquette aluminium [C] et l'étuvage pour la pesée de la masse de sol sec [D]. 101
Image 3.14 : Tensiomètre implanté en surface et branchement depuis le regard central. 129

Image 4.1 : Pulvérisateur destiné à apporter les ions bromures sur les parcelles en sol nu. 189
Image 4.2 : Apport des ions bromures sur la parcelle TEMOIN. 190
Image 4.3 : Prélèvement d'eau pour analyse des concentrations en Br^- à différents moments de l'apport. .. 191
Image 4.4 : État du sol au cours du labour opéré le 22/02/2013. 191
Image 4.5 : Apport des ions bromures sur les cases lysimétriques. 192
Image 4.6 : Ensemble des manipulations réalisées dans le cadre d'une campagne de suivi de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu. 194
Image 4.7 : Appareillage de chromatographie ionique utilisé pour doser les teneurs en ions bromures et nitrates dans les échantillons. 196
Image 4.8 : Colonne analytique [A] et les deux pré-colonnes de protection disposées en amont [B et C]. .. 197
Image 4.9 : Description du suppresseur chimique. 197
Image 4.10 : Instrumentation de la Case 4 et profil concerné par le décalage et les écoulements préférentiels associés. 220

Image 5.1 : Livraison des PRO BOUE [A] et DVB [B]. 245
Image 5.2 : Pesées et épandages des PRO sur la surface des parcelles et des cases lysimétriques délimitées en carrés de tailles équivalentes. 245
Image 5.3 : Travail du sol mis en place sur les parcelles et les cases lysimétriques suite aux apports de PRO effectués en 2013 et 2014. 245

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Principaux impacts liés à la surabondance des formes réactives de l'azote dans les différents compartiments environnementaux : mécanismes sous-jacents et échelles considérées (ESCo, 2014a)..... 26

Tableau 1.2 : Valeurs minimales et maximales des paramètres qui caractérisent la valeur agronomique des effluents d'élevages compostés ou non (références françaises tirées de ESCo, 2014b)..... 44

Tableau 1.3 : Valeurs moyennes attribuées aux paramètres qui caractérisent la valeur agronomique des boues de stations d'épuration urbaines selon le type de traitement appliqué à ces dernières (références françaises tirées de ESCo, 2014b). 45

Tableau 1.4 : Valeurs moyennes attribuées aux paramètres qui caractérisent la valeur agronomique des composts de boues et de déchets (références françaises tirées de ESCo, 2014b)..... 45

Tableau 1.5 : Évolution des teneurs moyennes en ETM retrouvées dans les boues de STEU épandues en France entre 1992 et 2009 (ESCo, 2014b). 57

Tableau 1.6 : Évolution des teneurs moyennes en ETM retrouvées dans les composts de boues de STEU épandus en France entre 1997 et 2010 (ESCo, 2014b)..... 57

Tableau 1.7 : Caractérisation de la valeur fertilisante et amendante des principaux types de PRO valorisés en agriculture, de l'influence de leurs épandages répétés sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols agricoles et des effets environnementaux associés concernant la volatilisation et la lixiviation des formes réactives de l'azote et du phosphore (ESCo, 2014b)..... 61

Tableau 2.1 : Analyse des différents critères caractérisant la valeur agronomique des PRO BOUE et DVB épandus entre 2001 et 2014. 70

Tableau 2.2 : Teneurs en ETM retrouvées dans les PRO BOUE et DVB épandus en 2013 et 2014. 70

Tableau 2.3 : Précipitations cumulées et températures moyennes constatées annuellement sur le site expérimental de 2010 à 2015 et moyenne 1986–2015. 73

Tableau 2.4 : Description des horizons propre au profil de sol de chaque parcelle en sol nu et profondeurs d'instrumentation associées. 75

Tableau 2.5 : Composition granulométrique des horizons du sol utilisé pour la reconstitution des cases et comparaison à celle des horizons des sols instrumentés sur les parcelles en sol nu..... 78

Tableau 2.6 : Résultats d'analyse des paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol ayant servi à reconstituer les cases lysimétriques. 79

Tableau 2.7 : Résultats d'analyse des paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol des trois parcelles instrumentées fin 2012. 79

Tableau 2.8 : Masses volumiques apparentes établies sur un profil de sol des parcelles en 1983. 80

Tableau 2.9 : Profondeurs des horizons des cases reconstitués selon le gradient de masse volumique apparente. 80

Tableau 3.1 : Description des analyses réalisées pour caractériser les propriétés physico-chimiques des profils de sol étudiés. 94

Tableau 3.2 : Spécifications d'un tensiomètre T4e. 96

Tableau 3.3 : Spécifications d'une sonde TDR CS605. 98

Tableau 3.4 : Spécifications du système TRASE et des sondes TDR associées. 99

Tableau 3.5 : Intervalles de profondeurs prélevées lors des suivis gravimétriques. 101

Tableau 3.6 : Date correspondante à la mise en place de chaque campagne gravimétrique et références associées. 102

Tableau 3.7 : Dénominations et profondeurs définies à l'aide d'HYDRUS-1D pour chaque horizon et matériau sur les parcelles. 107

Tableau 3.8 : Dénominations et profondeurs définies à l'aide d'HYDRUS-1D pour chaque horizon et matériau sur les cases lysimétriques. 107

Tableau 3.9 : Pourcentages associés aux fractions argileuses, limoneuses et sableuses qui composent les horizons et matériaux de chacune des trois parcelles. 118

Tableau 3.10 : Masse volumique apparente moyenne obtenue à chaque profondeur instrumentée sur chaque parcelle. 125

Tableau 3.11 : Moyennes et valeurs extrêmes associées au « Ks_modifiées » établies à chaque profondeur instrumentée. 127

Tableau 3.12 : Type de travail du sol, dates et conditions climatiques associées à l'enlèvement et la remise en place des sondes implantées depuis la surface. 131

Tableau 3.13 : Nombre de campagnes de suivis gravimétriques considérées pour établir les équations de droite à chaque profondeur instrumentée sous l'horizon travaillé. 137

Tableau 3.14 : Équations de droite et coefficients de détermination R^2 associés à l'étalonnage individuel de chaque sonde implantée sous l'horizon travaillé. 139

Tableau 3.15 : Coefficients correctifs appliqués aux données instrumentales de teneur en eau obtenues en surface : période d'application et campagnes correspondantes. 141

Tableau 3.16 : Gammes de variation minimales et maximales associées aux données de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée à chaque profondeur instrumentée. 144

Tableau 3.17 : Teneurs en eau extrêmes constatées pour l'ensemble des profondeurs instrumentées avec des sondes TDR sur les Cases 1 et 4. 150

Tableau 3.18 : Valeur minimale et maximale de stocks journaliers constatés sur les Cases 1 et 4. 153

Tableau 3.19 : Potentiels matriciels extrêmes constatées sur la Case 1 pour l'ensemble des profondeurs instrumentées avec des tensiomètres. 153

Tableau 3.20 : Valeurs des drainages cumulés observés par lecture manuelle et avec les compteurs de débit : mise en évidence des différences de dynamiques entre les cases. 157

Tableau 3.21 : Bilan général des optimisations réalisées à l'aide de RetC pour chaque parcelle avec la FPT SSCBD+WC de Rosetta : paramètres moyens et bornes associées. 162

Tableau 3.22 : Nombre de données de potentiel matriciel et de teneur en eau prises en compte pour les étapes d'optimisation inverse réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D. 163

Tableau 3.23 : Valeurs des cinq paramètres optimisés à l'aide d'HYDRUS-1D pour chacun des huit matériaux et cinq horizons des trois parcelles. 165

Tableau 3.24 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée selon les paramètres établis à l'aide de RetC. 166

Tableau 3.25 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée selon les paramètres établis après la mise en place de l'ensemble des étapes d'optimisation inverse à l'aide d'HYDRUS-1D. 167

Tableau 3.26 : Paramètres et bornes minimales et maximales établis sur RetC pour l'ensemble des parcelles et considérés pour l'étape de modélisation sur la Case 1. 174

Tableau 3.27 : Paramètres initiaux pris en compte pour les modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D pour la description de l'hydrodynamique de la Case 1. 174

Tableau 3.28 : Nombre de données de potentiel matriciel, de teneur en eau et de drainage prises en compte pour l'étape d'optimisation inverse des paramètres hydrodynamiques spécifiques à chaque case lysimétrique. 174

Tableau 3.29 : Paramètres hydrodynamiques calés pour la Case 1-TEMOIN. 176

Tableau 3.30 : Paramètres hydrodynamiques calés pour la Case 4–TEMOIN (en gras). 176

Tableau 3.31 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée selon les paramètres établis à partir de RetC et après la mise en place de l'ensemble des étapes d'optimisation inverse. 177

Tableau 3.32 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée suite à la modélisation des dynamiques de teneur en eau sur la Case 4. 179

Tableau 3.33 : Coefficients d'efficience calculés sur chaque case lysimétrique suite à la modélisation des dynamiques de drainage journalier. 180

Tableau 3.34 : Drainage cumulé expérimental et modélisé au 28/02/2015 et écarts entre drainages expérimentaux et simulés sur chaque case lysimétrique. 180

Tableau 4.1 : Caractéristiques calendaires des campagnes de suivi de la dynamique des ions Br^- et NO_3^- et données météorologiques cumulées totales. 193

Tableau 4.2 : Caractéristiques de la colonne analytique. 197

Tableau 4.3 : Estimation des quantités de bromure apportées selon les largeurs des parcelles (numéros des bassines), à partir des tests réalisés durant l'apport (« TEST-A »). 204

Tableau 4.4 : Quantités d'ions bromures retrouvées dans l'horizon labouré et celui sous-jacent après l'analyse au laboratoire des prélèvements de sol effectués dans le cadre du « TEST-H ». 205

Tableau 4.5 : Données climatiques propres à chaque campagne de prélèvement. 206

Tableau 4.6 : Teneurs en bromures retrouvées sur 0–120 cm et 120-160 cm lors de la première campagne de suivi sur chaque parcelle : mise en évidence de la contamination liée aux prélèvements effectués à la tarière. 208

Tableau 4.7 : Quantités d'ions bromures minimales et maximales retrouvées sur 0–160 cm lors de chaque campagne de suivi et celles associées aux prélèvements 1 et 8. 209

Tableau 4.8 : Date, pluviométrie, drainage cumulé et concentration correspondant à la quantification des premières traces en ions bromures retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques. 222

Tableau 4.9 : Date, pluviométrie, drainage cumulé et concentration correspondant au pic d'ions bromures retrouvés dans l'eau de drainage des cases lysimétriques. 222

Tableau 4.10 : Données de drainage cumulés (depuis l'apport et le pic) et concentrations en ions bromures retrouvées dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique à la date correspondant au dernier échantillonnage. 223

Tableau 4.11 : Flux maximums journaliers et flux cumulés totaux retrouvés pour chaque case. 226

Tableau 4.12 : Dispersivités obtenues après les optimisations effectuées à l'aide de CXTFIT [A] et HYDRUS-1D [B]. 227

Tableau 4.13 : Coefficients d'efficience relatifs à chaque scénario d'optimisation réalisé à l'aide d'HYDRUS-1D. 228

Tableau 4.14 : Coefficients d'efficience relatifs aux études complémentaires mises en place à l'aide d'HYDRUS-1D. 232

Tableau 4.15 : Drainage cumulé correspondant au pic d'ions bromures simulé avec le modèle CDE (S_{1C}) et différences par rapport à la capacité de rétention en eau des cases (287.4 mm). 235

Tableau 4.16 : Coefficients d'efficience calculés pour les concentrations retrouvées dans l'eau de drainage et flux correspondant à chaque scénario d'optimisation et associées aux différentes date d'échantillonnage effectuées sur chaque case lysimétrique. 236

Tableau 4.17 : Doses apportées en ions bromures à t_0 et calage des paramètres de teneur en eau immobile et de dispersivité pour chaque matériau d'une case donnée avec le troisième scénario. 238

Tableau 4.18 : Comparaison de la valeur de drainage expérimental et simulé constatée lors de la sortie du pic de concentration des ions bromures à 100 cm. 239

Tableau 4.19 : Comparaison des valeurs de flux cumulés expérimentaux et modélisés constatées après le dernier échantillonnage d'eau de drainage pour chaque case lysimétrique (05/02/2015). 239

Tableau 5.1 : Quantités de PRO BOUE et DVB pesées dans le cadre des épandages réalisés en 2013 et en 2014 sur les parcelles et les cases lysimétriques. 245

Tableau 5.2 : Campagnes de prélèvement mises en place pour le suivi de la lixiviation des ions nitrates après le premier [A] ou le second [B] apport de PRO. 247

Tableau 5.3 : Paramètres utilisés pour simuler la décomposition de la matière organique dans le sol à l'aide de CANTIS. 252

Tableau 5.4 : Valeurs associées à K_H et K_A, les deux paramètres calés dans le cadre de la modélisation de la décomposition de la matière organique humifiée des « Sols Seuls » prélevés avant les apports de PRO réalisés en 2013 et en 2014. 262

Tableau 5.5 : Conditions initiales permettant la modélisation, à l'aide de CANTIS, de la décomposition de la MO des « Sols Seuls » prélevés avant les épandages effectués le 21/02/2013 et le 01/08/2014. 263

Tableau 5.6 : RRMSE et coefficients d'efficience obtenus pour les comparaisons entre données expérimentales et modélisées de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des « Sol Seuls » prélevés avant les apports de PRO réalisés en 2013 et en 2014. 264

Tableau 5.7 : Conditions initiales permettant la modélisation, à l'aide de CANTIS, de la décomposition de la MO suite à l'incorporation des PRO épandus le 21/02/2013 et le 01/08/2014 à du sol de la parcelle TEMOIN non amendée. 267

Tableau 5.8 : Distribution du C et du N des PRO dans les différentes fractions biochimiques qui composent la FOM et ratios C/N et N/C obtenus après calage, à l'aide deCANTIS, des distributions dans les fractions SOL_F et SOL_S à partir des résultats de décomposition de la MO. 268

Tableau 5.9 : RRMSE et coefficients d'efficience obtenus pour les comparaisons entre les données expérimentales et modélisées de minéralisation du C et N organiques observées lors de l'incorporation des PRO épandus en 2013 et en 2014 à du sol de la parcelle TEMOIN. 269

Tableau 5.10 : Coefficients d'efficience retrouvés pour les trois premières campagnes de suivi de la dynamique des ions nitrates sur la parcelle TEMOIN et selon chacun des scénarios d'optimisation mis en place. 274

Tableau 5.11 : Coefficients d'efficience retrouvés pour les trois campagnes de suivi de la dynamique des ions nitrates sur les parcelles BOUE et DVB et selon chacun des scénarios d'optimisation mis en place. 278

Tableau 5.12 : Coefficients d'efficience retrouvés pour la quatrième campagne de suivi de la dynamique des ions nitrates sur les parcelles en sol nu et selon le scénario d'optimisation. 279

Tableau 5.13 : Dose réelle apportée suite à l'épandage des PRO BOUE et DVB réalisé le 21/02/2013 et le 01/08/2014 et C/N associés. 281

Tableau 5.14 : Étude de la production de nitrates sur chaque parcelle en sol nu du 22/02/2013 au 31/01/2015 et de la minéralisation induite par la FOM des PRO épandus en 2013 et en 2014. 283

Tableau 5.15 : Lixiviation des nitrates constatée au-delà de 165 cm sur chaque parcelle en sol nu du 22/02/2013 au 31/01/2015 et comparaison entre lixiviations observées sur la parcelle TEMOIN et celles amendées par rapport au stock en nitrates défini initialement sur 0-165 cm. 283

Tableau 5.16 : Date, pluviométrie, drainage cumulé et concentration correspondant au pic d'ions nitrates retrouvé dans l'eau de drainage des cases lysimétriques pour l'épandage effectué le 20/02/2013. 286

Tableau 5.17 : Flux maximums journaliers et flux cumulés totaux d'ions nitrates calculés pour chaque case et drainages cumulés associés selon la période considérée pour l'étude. 286

Tableau 5.18 : Coefficients d'efficience calculés pour les concentrations en NO_3^- retrouvées dans l'eau de drainage et flux correspondant à chaque scénario d'optimisation et associés aux différentes dates d'échantillonnage effectuées sur chaque case lysimétrique. 289

Tableau 5.19 : Teneur en eau moyenne constatée aux profondeurs instrumentées à 40, 60 et 80 cm sur les Cases 1 et 4 et calcul du WFPS. 291

Liste des figures

Figure 0.1 : Évolution de la croissance démographique et production annuelle d'azote réactif par le procédé Haber-Bosch (Galloway et Cowling, 2002). 20

Figure 0.2 : Évolution du nombre de publications ayant pour thème la notion d'agriculture intensive au cours des 15 dernières années et importance des mots clés associés à la recherche (Scotti et al., 2015). 21

Figure 0.3 : Modélisation de l'évolution des teneurs en C et en N des sols durant 50 ans suite à des apports d'engrais minéraux ou de composts matures ou non (30 T MF.ha^{-1} tous les 3 ans) (Amlinger et al., 2003). . 21

Figure 0.4 : Influence de la matière organique sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (ADEME, 2014). 21

Figure 1.1 : Effet du procédé Haber-Bosch sur l'utilisation d'engrais azoté et le pourcentage de population mondiale nourrie à partir du début du XX^{ème} siècle (Erisman et al., 2008). 24

Figure 1.2 : Modification du cycle de l'azote pré-industriel (en noir) par l'azote réactif introduit par le procédé Haber-Bosch (en rouge) (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2011). 24

Figure 1.3 : Évolution de l'efficience de l'utilisation de l'azote dans certaines régions du monde entre 1960 et 2002 (Hatfield et Prueger, 2004). 25

Figure 1.4 : La cascade de l'azote dans l'environnement (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2011). 26

Figure 1.5 : Le cycle de l'azote dans le sol : transformations biologiques et non biologiques (Lemaire et Nicolardot, 1997). 27

Figure 1.6 : Émissions de NH_3, N_2O et NO_x et lixiviation et ruissellement des NO_3^- calculés selon MITERRA-Europe et engendrés par les pratiques agricoles mises en place dans l'Union européenne en 2008 (Velthof et al., 2014). 27

Figure 1.7 : Évolution des consommations européennes et mondiales d'engrais azotés et d'effluents d'élevage entre 1850 et 2007 (Davidson, 2009 ; de Vries et al., 2009). 27

Figure 1.8 : Logo du réseau NinE : les neuf altérations environnementales majeures résultant de la perturbation massive du cycle de l'azote. 28

Figure 1.9 : Étapes de la nitrification et de la dénitrification et enzymes et gènes associés à la nitrification (van Elsas et al., 2007). 29

Figure 1.10 : Facteurs proximaux et distaux associés à la nitrification (Robertson, 1989). 29

Figure 1.11 : Relation empirique observée entre le surplus d'azote et la lixiviation des nitrates sous la zone racinaire (Billen et al., 2013). 30

Figure 1.12 : Les différents processus de transfert vers les milieux aquatiques des nitrates non assimilés par la végétation (Onema, 2014). 30

Figure 1.13 : Zones désignées comme vulnérables à la contamination nitrique dans les pays membres de l'UE. 31

Figure 1.14 : Écart en pourcentage entre lixiviation et ruissellement des nitrates observés en 2008 avec MITERRA-Europe pour les scénarios prenant en compte ou non les mesures de la Directive Nitrates (Velthof et al., 2014). 32

Figure 1.15 : Zones désignées comme vulnérables à la contamination nitrique en France (ou proposées à l'ajout) et en Alsace (DREAL, 2014). 33

Figure 1.16 : Répartition des stations en eaux superficielles françaises selon les concentrations moyennes en nitrates en 2010-2011 [A] et évolutions par rapport à 1992–1993 [B] (Onema, 2014)..... 34

Figure 1.17 : Concentrations en nitrates d'origine agricole dans les eaux superficielles en France en 2010-2011 (Onema, 2014)..... 34

Figure 1.18 : Répartition des stations en eaux souterraines françaises selon les concentrations moyennes en nitrates en 2010-2011 [A] et évolution par rapport à 1992-1993 [B] (Onema, 2014)..... 34

Figure 1.19 : Concentrations en nitrates d'origine agricole dans les eaux souterraines en France en 2010-2011 (Onema, 2014)..... 34

Figure 1.20 : Concentrations moyennes en nitrates retrouvées dans les nappes phréatiques en 2011 [A] et évolution annuelle des teneurs entre 1996 et 2010 [B] (SOeS, 2013)..... 35

Figure 1.21 : Indice d'évolution des nitrates dans les nappes phréatiques entre 1996 et 2011 (SOeS, 2013). 35

Figure 1.22 : Teneurs en nitrates dans les eaux superficielles d'Alsace en 2007 (DREAL Alsace, 2009). 36

Figure 1.23 : Évolutions annuelles des différentes classes de teneurs en nitrates dans les eaux superficielles d'Alsace suite aux campagnes réalisées entre 1997 et 2007 (DREAL Alsace, 2009)..... 36

Figure 1.24 : Les différents systèmes aquifères d'Alsace (APRONA, 2009). 37

Figure 1.25 : Répartition surfacique des classes de concentrations en nitrates mesurées dans la nappe rhénane en 1991 et 2009 (Région Alsace, 2012). 37

Figure 1.26 : Répartition des classes de concentrations en nitrates retrouvées dans la nappe rhénane en 2003 et en 2009 (Région Alsace, 2012). 38

Figure 1.27 : Évolution des classes de concentrations en nitrates retrouvées dans la nappe d'Alsace entre 1991 et 2009 (Région Alsace, 2012). 38

Figure 1.28 : Répartition des UDI et de la population selon la teneur moyenne en nitrates (ARS Alsace, 2010). 39

Figure 1.29 : Phases théoriques et courbes d'évolution du pH et de la température au cours du compostage (Albrecht, 2007 et modifié d'après Mustin, 1987). 40

Figure 1.30 : Part des déchets entrant sur les plateformes de compostage en 2010 (ADEME, 2012). 41

Figure 1.31 : Les étapes de la méthanisation (Chapleur 2012)..... 41

Figure 1.32 : Les différents types de traitements appliqués aux boues de stations d'épuration (SMRA, 2000). 42

Figure 1.33 : Répartition géographique de la production d'effluents d'élevage récupérables en France en 2000-2001 (ESCo, 2014b). 43

Figure 1.34 : Répartition géographique des quantités de boues de STEU valorisées en France de façon agronomique en 2011 (ESCo, 2014b). 43

Figure 1.35 : Répartition géographique globale française, et par région, de l'épandage en grandes cultures des principaux types de PRO en 2011 (Agreste, 2014). 44

Figure 1.36 : Coefficient d'équivalence engrais de plusieurs PRO caractérisant la disponibilité de leur azote l'année suivant l'apport (Gutser et al., 2005). 46

Figure 1.37 : Simulation de l'accumulation d'azote dans le sol suite à des apports annuels d'engrais azotés, de lisiers ou de composts à une dose de 100 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$ (Amlinger et al., 2003). 47

Figure 1.38 : Potentiel de minéralisation du carbone organique de certains PRO obtenu après incubations en conditions contrôlées réalisées au laboratoire (Lashermes et al., 2007)..... 49

Figure 1.39 : Valeur d'ISMO associée aux principaux types de PRO étudiés dans la littérature (Lashermes et al., 2007)..... 50

Figure 1.40 : Évolution des teneurs en carbone organique dans l'horizon de surface d'un sol concerné ou non par des apports de PRO et d'engrais NPK (Powlson et al., 2012)..... 50

Figure 1.41 : Imports et exports de matière organique dissoute dans les sols agricoles (Bolan et al., 2011).. 51

Figure 1.42 : Influence du type d'apport organique sur l'amélioration de la stabilité structurale du sol à plus ou moins long terme (Abiven et al, 2009). 53

Figure 1.43 : Influence de l'apport de différentes doses de composts sur la conductivité hydraulique et la teneur en eau d'un sol limoneux (Aggelides et Londra, 2000). 53

Figure 1.44 : Relation entre masse volumique apparente et teneur en MO sur des sols ayant reçu des apports croissants de fumier (Haynes et Naidu, 1998). 54

Figure 2.1 : Plan du dispositif longue durée de plein champ de la plateforme expérimentale de l'INRA Colmar. 63

Figure 2.2 : Rotations culturales mises en place sur les parcelles du dispositif expérimental de 2001 à 2015. 64

Figure 2.3 : Bougie poreuse SPS 200-63 et lysimètres à mèches instrumentant certaines parcelles du dispositif de plein champ. 65

Figure 2.4 : Les huit grands domaines morphologiques des sols d'Alsace (ARAA, 2012). 66

Figure 2.5 : Solum-concept et mise en évidence des horizons de référence composant le profil 0-200 cm d'une parcelle du site expérimental. 67

Figure 2.6 : Typologie des boues produites dans le Haut-Rhin en 2014 (SMRA, 2014). 68

Figure 2.7 : Destination des boues produites dans le Haut-Rhin en 2014 (SMRA, 2014). 68

Figure 2.8 : Pluviométries cumulées [A] et températures [B] moyennes observées mensuellement en 2013 et 2014 sur le Domaine de l'INRA Colmar, à partir des données fournies par la station Agroclim. 73

Figure 2.9 : Dispositif de parcelles en sol nu étudiées et instrumentées dans le cadre des travaux de thèse. . 74

Figure 2.10 : Bilan de l'instrumentation et des prélèvements de terre effectués entre octobre et décembre 2012. 76

Figure 2.11 : Itinéraire technique lié aux manipulations réalisées dans le cadre des travaux de thèse (10/2012–02/2015). 84

Figure 3.1 : Représentation d'une marmite à pression (Musy et Soutter, 1991). 88

Figure 3.2 : Principe du perméamètre à charge constante (Musy et Soutter, 1991). 91

Figure 3.3 : Schéma de principe d'un tensiomètre T4e. 96

Figure 3.4 : Mise en place de la purge du tensiomètre selon une installation horizontale [A] ou verticale [B]. 97

Figure 3.5 : Évolutions des teneurs en eau volumiques en fonction du temps mesurées pour un sol limoneux avec sept capteurs différents [A] et détermination des relations entre permittivité et teneur en eau volumique pour chaque sonde et comparaison avec la relation établie par Topp et al (1980) [B] (Robinson et al., 2008). 100

Figure 3.6 : Dénomination et profondeurs associées de gauche à droite : aux horizons, nœuds d'observations et matériaux considérés pour l'étape de modélisation sur les parcelles. 107

Figure 3.7 : Dénomination et profondeurs associées, de gauche à droite : aux horizons, nœuds d'observations et matériaux considérés pour l'étape de modélisation sur les cases lysimétriques. 107

Figure 3.8 : Évolution de la teneur en calcaire total en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle. 113

Figure 3.9 : Évolution des valeurs de pH en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle. 114

Figure 3.10 : Évolution de la CEC en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle. 115

Figure 3.11 : Évolution du rapport C/N en fonction de l'horizon de chaque parcelle. 115

Figure 3.12 : Évolution des teneurs en carbone organique et en azote total en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle. 116

Figure 3.13 : Évolution des concentrations des principaux éléments ioniques en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle. 116

Figure 3.14 : Évolution des pourcentages associés aux différentes fractions granulométriques analysées pour les horizons de chacune des trois parcelles..... 118

Figure 3.15 : Masse volumique apparente moyenne des profondeurs instrumentées depuis la surface et écart-type associé constatés pour chaque campagne de prélèvement mise en place et selon le volume du cylindre de prélèvement. 121

Figure 3.16 : Moyennes et écarts-types associés aux valeurs des masses volumiques apparentes des profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé, selon le volume du cylindre de prélèvement (50 et 250 cm^3) et valeurs moyennes globales associées à chaque parcelle..... 121

Figure 3.17 : Variations des moyennes de masse volumique apparente à 10 cm [A] et 20 cm [B] pour les trois parcelles, selon les campagnes de prélèvement réalisées en juillet, novembre et décembre 2014 : étude de l'influence des pratiques culturales après un déchaumage (01/08/2014) et un labour (25/11/2014). 123

Figure 3.18 : Masse volumique apparente moyenne obtenue à chaque profondeur instrumentée sur chaque parcelle. 125

Figure 3.19 : Valeurs et écarts-types des K_s_modifiées de chaque profondeur instrumentée, obtenues au laboratoire pour chacune des trois répétitions [A] et leurs moyennes [B]..... 126

Figure 3.20 : Données horaires et journalières de potentiel matriciel fournies par les tensiomètres implantés à 90 cm sur chaque parcelle. 129

Figure 3.21 : Mise en évidence de variations de la teneur en eau acquise à 90 et 165 cm après des épisodes pluvieux importants : le 06/08/2013 en orange, le 05/10/2013 en rouge et du 20 au 22/07/2014 en noir..... 131

Figure 3.22 : Caractérisation de l'ensemble des problèmes spécifiques aux mesures de potentiel matriciel par des tensiomètres implantés depuis la surface et exemple de la suppression empirique des données réalisée à 10 cm. 133

Figure 3.23 : Variations des données de teneur en eau des profondeurs instrumentées d'un horizon de surface suite à la mise en place des pratiques culturales du site expérimental. 135

Figure 3.24 : Couples de valeurs $\theta_{Réelle}$; θ_{TDR} considérés pour l'obtention des droites d'équations : $\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b$: résultats selon la parcelle..... 138

Figure 3.25 : Couples de valeurs $\theta_{Réelle}$; θ_{TDR} considérés pour l'obtention des droites d'équations : $\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b$: résultats selon la profondeur..... 138

Figure 3.26 : Correction des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR à 165 cm par application de l'équation $\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b$..... 140

Figure 3.27 : Couples de valeurs ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) considérés pour l'obtention des droites d'équations : $\theta_{Corrigée} = a^* \theta_{TDR} + b$: résultats selon la profondeur de surface..... 141

Figure 3.28 : Données de teneur en eau corrigées ($\theta_{Corrigée}$) après application des coefficients de correction relatifs à chaque profondeur instrumentée..... 142

Figure 3.29 : Courbes de rétention en eau établies pour chaque parcelle à partir du suivi in situ des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée : cas des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface. 144

Figure 3.30 : Courbes de rétention en eau établies selon la profondeur à partir (i) du suivi in situ des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée ; (ii) des résultats d'analyse au laboratoire : cas des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface. 145

Figure 3.31 : Courbes de rétention en eau établies selon la parcelle étudiée à partir du suivi in situ des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée : cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface..... 147

Figure 3.32 : Courbes de rétention en eau établies pour différentes périodes à partir du suivi in situ des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée : cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface..... 147

Figure 3.33 : Courbes de rétention en eau établies selon la profondeur à partir (i) du suivi in situ des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée ;(ii) des résultats d'analyse au laboratoire : cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface. 149

Figure 3.34 : Évolution des données de teneur en eau sur le profil des Cases 1 [A] et 4 [B] à différentes dates correspondant à différents états hydriques du sol et comparaison avec les teneurs en eau à la capacité de rétention en eau de la Case 1 établie en 2001. 151

Figure 3.35 : Variation du stock cumulé journalier sur les Cases 1 et 4 en fonction du temps. 153

Figure 3.36 : Évolution de la charge hydraulique en fonction de la profondeur : comparaison entre Case 1 et les moyennes constatées sur les parcelles à différentes dates avant le 15/03/2014 [A] et après le 15/03/2014 [B]. 154

Figure 3.37 : Mise en évidence de l'augmentation brutale du potentiel matriciel suite au replacement du tensiomètre à 10 cm sur la Case 1 quelques cm plus en profondeur. 155

Figure 3.38 : Évolution des données de charge hydraulique sur le profil de la Case 1 en fonction de la profondeur et à différentes dates. 155

Figure 3.39 : Courbes de rétention en eau établies à partir des dynamiques de données instrumentales observées in situ pour les Cases 1 et 4. 156

Figure 3.40 : Dynamique des drainages cumulés observés avec des compteurs de débit pour chaque case lysimétrique entre le 25/03/2013 et le 28/02/2015. 158

Figure 3.41 : Étude des données de teneur en eau estimées par les deux types de modèles utilisés en fonction de celles mesurées pour 47 échantillons limoneux (Schaap et al., 2001). 160

Figure 3.42 : Stratégie de calage par méthode inverse des paramètres hydrodynamiques spécifiques à chacune des trois parcelles étudiées. 164

Figure 3.43 : Comparaisons des données instrumentales (potentiel matriciel et teneur en eau) expérimentales et simulées avec les paramètres obtenus (i) après application des cinq étapes définies pour l'optimisation inverse ; (ii) après modélisation sur RetC des courbes θ(h) établies au laboratoire. 169

Figure 3.44 : Comparaisons des courbes de rétention en eau obtenues d'après les paramètres hydrodynamiques calés sur HYDRUS-1D à celles établies par : (i) des analyses au laboratoire réalisées à partir de prélèvements de sol ; (ii) des données instrumentales. 172

Figure 3.45 : Stratégie de calage par méthode inverse des paramètres hydrodynamiques pour chacune des six cases lysimétriques à l'aide d'HYDRUS-1D. 175

Figure 3.46 : Comparaison des dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau expérimentales obtenues pour la Case 1 avec celles simulées à l'aide des paramètres initiaux (RetC) et avec ceux obtenus après application de la procédure d'optimisation inverse. 178

Figure 3.47 : Drainage cumulé expérimental et simulé avec les paramètres initiaux et ceux optimisés constaté sur la Case 1 durant la période modélisée : 20/02/2013–28/02/2015. 179

Figure 3.48 : Étude des relations entre drainages journaliers modélisés en fonction de ceux observés expérimentalement. 181

Figure 3.49 : Comparaison des courbes de rétention en eau obtenues avec les paramètres hydrodynamique calés à l'aide d'HYDRUS-1D à celles établies in situ pour les Cases 1 et 4. 182

Figure 4.1 Mise en évidence de la zone rendue non praticable suite à l'instrumentation des parcelles en sol nu. 190

Figure 4.2 : Schéma de l'apport des ions bromures effectués sur les trois parcelles en sol nu le 18/02/2013 (vue du dessus). 191

Figure 4.3 : Schéma de l'apport des ions bromures effectué sur les six cases lysimétriques le 20/02/2013 (vue du dessus). 192

Figure 4.4 : Mise en place des campagnes de suivi du transport des ions bromures et nitrates sur chaque parcelle en sol nu : caractéristiques et emplacement de l'ensemble des prélèvements effectués. 193

Figure 4.5 : Les trois facteurs principaux influençant la dispersion cinématique à l'échelle du pore (Fetter, 2001)..... 199

Figure 4.6 : Les différents modèles qui permettent la description des processus physiques de la dynamique hydrique et du transport de solutés à l'aide d'HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2013)..... 200

Figure 4.7 : Intensité des épisodes pluvieux journaliers et représentation de la pluviométrie, de l'évaporation réelle (E_s), de l'infiltration et de l'évapotranspiration Penman-Monteith (ET_0) cumulées sur la période de suivi du traceur sur les parcelles (22/02/2013-31/01/2015). 206

Figure 4.8 : Bilans de masse bruts et modifiés retrouvés pour chacune des parcelles étudiées lors de la mise en place des quatre campagnes de suivi. 213

Figure 4.9 : Profils de teneurs en bromure obtenus selon la profondeur pour chacune des campagnes de suivi mises en place..... 214

Figure 4.10 : Profondeurs moyennes des ions bromures retrouvées pour chaque campagne de suivi en fonction de l'infiltration nette cumulée..... 217

Figure 4.11 : Évolution de l'étalement du profil avec la profondeur moyenne des ions bromures pour l'ensemble des échantillonnages effectués (C+T). 218

Figure 4.12 : Évolution des valeurs de dispersivité moyennes avec la profondeur moyenne des ions bromures, ou selon la campagne de prélèvement considéré, pour l'ensemble des échantillonnages effectués (C+T)... 219

Figure 4.13 : Profils de concentration en bromures retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case en fonction du temps et du drainage cumulé observé..... 222

Figure 4.14 : Flux d'ions bromures cumulés retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case en fonction du temps et du drainage cumulé observé..... 226

Figure 4.15 : Comparaison des dynamiques de transport expérimentales brutes et modifiées (C+T) avec celles simulées pour chaque parcelle au travers de divers scénarios d'optimisation..... 231

Figure 4.16 : Concentrations en bromure retrouvées dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place. 235

Figure 4.17 : Flux cumulés d'ions bromures retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place. 236

Figure 5.1 : Principe des incubations effectuées au laboratoire dans le cadre de l'étude de la minéralisation du carbone et de l'azote organiques. 248

Figure 5.2 : Réaction de Griess et principe du dosage des nitrates par colorimétrie di-azotique des nitrites réalisée sur SKALAR. 249

Figure 5.3 : Description de la transformation de la matière organique du sol par le modèle CANTIS..... 250

Figure 5.4 : Les quatre logiciels composant la plateforme Sol Virtuel et les relations avec les concepts de processus, modules et modèles (Lafolie et al., 2014). 253

Figure 5.5 : Principaux processus et modules considérés sur les parcelles en sol nu [A] et squelette [B] associé au modèle créé sur la plateforme Sol Virtuel pour la description de la lixiviation des nitrates observée in situ après des apports de PRO. 255

Figure 5.6 : Étude du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote organiques suite aux incubations effectuées sur les « Sols Seuls » prélevés avant les apports de PRO de février 2013 et août 2014. 257

Figure 5.7 : Étude de l'évolution du taux de minéralisation nette du carbone et de l'azote organiques suite aux incubations effectuées sur le Sol TEMOIN auquel ont été incorporés les PRO épandus en février 2013 et août 2014. 259

Figure 5.8 : Comparaison des minéralisations du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls », prélevés avant l'apport de PRO du 21/02/2013, avec les résultats des modélisations effectuées à l'aide de CANTIS. 263

Figure 5.9 : Comparaison des minéralisations du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls », prélevés avant l'apport de PRO du 01/08/2014, avec les résultats des modélisations effectuées à l'aide de CANTIS. 264

Figure 5.10 : Comparaisons des minéralisations du carbone et de l'azote organiques des mélanges « Sol + PRO » avec les résultats des modélisations effectuées dans CANTIS pour les apports 2013 et 2014..... 267

Figure 5.11 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur la parcelle TEMOIN pour les trois premières campagnes de suivi. 273

Figure 5.12 : Teneurs en nitrates expérimentales et simulées retrouvées du 22/02/2013 au 01/08/2014 par tranche de 30 ou 40 cm sur le profil de la parcelle TEMOIN et bilans de masse associés. 273

Figure 5.13 : Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés par tranche ou sur l'ensemble du profil de sol de la parcelle TEMOIN (0–120 ou 0–160 cm) avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel avec le scénario d'optimisation S_{3N}..... 274

Figure 5.14 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur la parcelle BOUE pour les trois premières campagnes de suivi..... 276

Figure 5.15 : Teneurs en nitrates expérimentales et simulées retrouvées du 22/02/2013 au 01/08/2014 par tranche de 30 ou 40 cm sur le profil de la parcelle BOUE et bilans de masse associés. 276

Figure 5.16 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur la parcelle DVB pour les trois premières campagnes de suivi. 277

Figure 5.17 : Teneurs en nitrates expérimentales et simulées retrouvées du 22/02/2013 au 01/08/2014 par tranche de 30 ou 40 cm sur le profil de la parcelle DVB et bilans de masse associés. 277

Figure 5.18 : Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés par tranche ou sur l'ensemble du profil de sol des parcelles BOUE et DVB (0–120 ou 0–160 cm) avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel avec le scénario d'optimisation S_{3N}. 278

Figure 5.19 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur les parcelles pour la quatrième campagne de suivi (21/01/2015)..... 280

Figure 5.20 : Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés par tranche ou pour l'ensemble du profil de sol des parcelles en sol nu (0–160 cm) avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel selon le scénario d'optimisation considéré..... 280

Figure 5.21 : Comparaison des productions de nitrates cumulées [A] et journalières [B et C] induites par la minéralisation de la matière organique (fraîche et humifiée) sur les parcelles en sol nu. 283

Figure 5.22 : Comparaison des lixiviations cumulées des ions nitrates au-delà de 165 cm sur chaque parcelle en sol nu du 22/02/2013 au 31/01/2015..... 283

Figure 5.23 : Concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques du 20/02/2013 au 28/02/2015 en fonction des drainages cumulés constatés sur chacune d'elle. 286

Figure 5.24 : Flux d'ions nitrates cumulés retrouvés dans l'eau de drainage des cases lysimétriques du 09/2013 au 05/02/2015 en fonction des drainages cumulés constatés sur chacune d'elle..... 286

Figure 5.25 : Concentrations en ions nitrates retrouvées dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place. 289

Figure 5.26 : Flux cumulés d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place. 290

Figure 5.27 : Concentrations et flux d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage des six cases lysimétriques en fonction du drainage cumulé observé. 292

INTRODUCTION GÉNÉRALE

En l'espace d'un peu plus de 250 ans, la population mondiale a été multipliée d'un facteur 8, passant de 0.9 milliards en 1750 à 7.3 actuellement, ce nombre étant amené à atteindre près de 10 milliards en 2050 (ONU, 2015). Subvenir aux besoins alimentaires de ces milliards d'êtres humains supplémentaires a par conséquent nécessité une optimisation maximale du rendement à l'hectare des terres arables impliquant la mise en place d'une fertilisation intensive rendue possible notamment au travers de la découverte du procédé Haber-Bosch permettant la production des engrais azotés synthétiques en quantité industrielle (Figure 0.1) (Galloway et Cowling, 2002). Il est ainsi estimé que 4.3 personnes sont aujourd'hui nourries par hectare de terre arable au niveau mondial, contre 1.9 il y a encore cent ans (Erisman et al., 2008), bien que l'efficience de l'utilisation de l'azote apporté ait significativement diminué dans le même temps et que l'azote réactif actuellement produit de façon anthropique pour nourrir les populations dépasse largement les besoins réels (Galloway et Cowling, 2002 ; Hatfield et Prueger, 2004 ; Tilman et al., 2002).

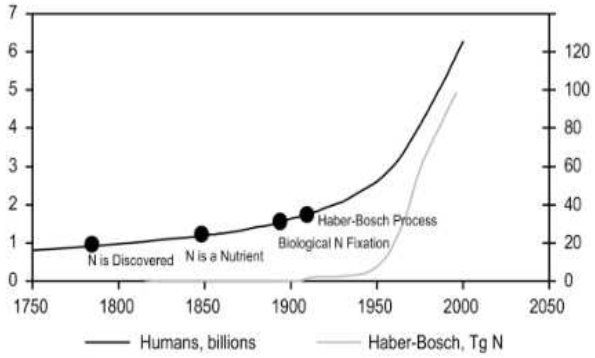


Figure 0.1 : Évolution de la croissance démographique et production annuelle d'azote réactif par le procédé Haber-Bosch (Galloway et Cowling, 2002).

De ce fait, l'introduction massive d'azote réactif par l'homme dans l'environnement a engendré une augmentation du surplus azoté de l'activité agricole depuis 1950. Ce dernier est estimé à plus de 900 000 t en France en 2010, soit une moyenne de 32 kg $N.ha^{-1}$ de surface agricole utile (SAU), et représente près de la moitié de la fertilisation minérale nette (1.9 Mt) (SOeS, 2013a). Ce surplus est à l'origine de pertes considérables d'azote réactif vers les différents compartiments de la biosphère par ruissellement, infiltration ou volatilisation, faisant de l'agriculture la source dominante de la dispersion d'azote dans l'environnement (Billen et al., 2013). Le ruissellement et la lixiviation des nitrates (NO_3^-) des terres arables sont d'ailleurs reconnus comme étant la destination principale du surplus azoté risquant par conséquent d'engendrer une eutrophisation des eaux superficielles et une contamination des nappes d'eau souterraines. Ces pollutions nitriques représentent la première cause de la fermeture de près de 2000 captages utilisés pour la production d'eau potable en France entre 1998 et 2008, soit près de 50 % des captages abandonnés (ARS, 2012). Elles ont conduit à la mise en place de la Directive Européenne 91/676/CEE qui, au travers de plusieurs programmes d'actions, encourage les bonnes pratiques agricoles (Oenema et al., 2011 ; Sutton, 2011).

Le sol est une ressource non renouvelable qu'il faut protéger. Les travaux de recherche concernant l'influence d'une agriculture intensive et des fertilisations associées sur les propriétés du sol ont considérablement augmenté au cours des 15 dernières années, soulignant l'intérêt grandissant concernant la préservation de la qualité des sols, qui peut notamment être dégradée par la fertilisation minérale (Figure 0.2) (Scotti et al., 2015).

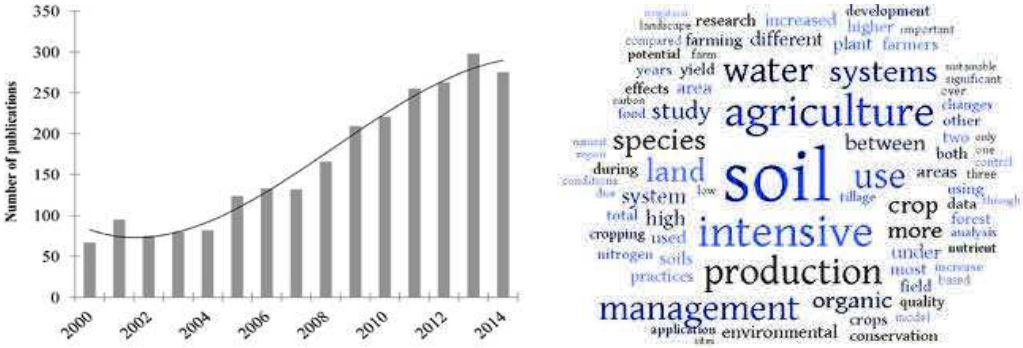


Figure 0.2 : Évolution du nombre de publications ayant pour thème la notion d'agriculture intensive au cours des 15 dernières années et importance des mots clés associés à la recherche (Scotti et al., 2015).

La taille de chaque mot est proportionnelle à la fréquence de sa représentation dans le texte des travaux.

La fertilisation minérale intensive est effectivement en partie responsable de la baisse des teneurs en matière organique (MO) du sol (Marmo et al., 2004) et donc de la dégradation de ses fonctions nutritionnelles et de ses propriétés physico-chimiques (Lashermes et al., 2007), mais également du changement climatique anthropique provoqué par les émissions de gaz à effet de serre issues de l'activité agricole et estimées à 104 Mt en France en 2010 (SOeS, 2013b). Dans les réflexions pour pallier à ces diminutions de MO, le retour au sol des produits résiduaires organiques (PRO) fait partie des recommandations. Les apports de matières organiques exogènes permettent en effet d'entretenir, restaurer, voire augmenter la teneur en MO des sols à plus ou moins long terme, selon le type de PRO épandus, notamment lorsque ceux-ci subissent un compostage (Figure 0.3) (Amlinger et al., 2003). Cette technique a été encouragée par l'Union Européenne ces dernières années, car elle permet un ajout de valeur à un déchet en le transformant en produit de haute qualité (Zdanevitch, 2012).

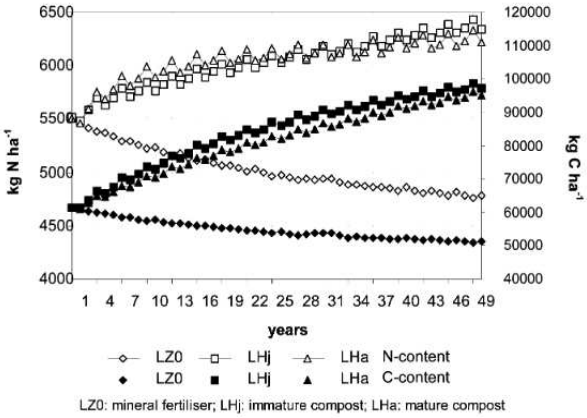


Figure 0.3 : Modélisation de l'évolution des teneurs en C et en N des sols durant 50 ans suite à des apports d'engrais minéraux ou de composts matures ou non (30 T MF.ha^{-1} tous les 3 ans) (Amlinger et al., 2003).

Compte tenu de leur valeur agronomique, les PRO contribuent non seulement à l'apport d'éléments nutritifs pour la culture (valeur fertilisante) mais aussi à l'augmentation du taux de MO du sol (valeur amendante) permettant d'en améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques (Figure 0.4) (ADEME, 2014 ; Ladha et al., 2011 ; Scotti et al., 2015). La gestion des stocks de MO des sols peut également contribuer à l'atténuation du changement climatique (Lal, 2004).

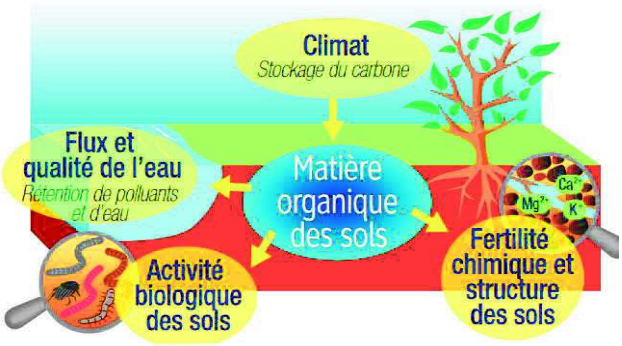


Figure 0.4 : Influence de la matière organique sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (ADEME, 2014).

En ce sens, l'initiative « 4 pour 1000 », lancée dans le cadre de l'Accord de Paris adopté le 12/12/2015 lors de la COP21, établit qu'une augmentation relative de 4 pour mille par an des stocks de matières organiques des sols suffirait à compenser l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre de la planète.

Il est actuellement estimé qu'approximativement 330 millions de tonnes de PRO sont recyclés chaque année en agriculture (Houot, 2008). Historiquement, certains PRO tels que les effluents d'élevage ont toujours été apportés au sol tandis que, plus récemment, d'autres PRO d'origines urbaines ou industrielles sont également valorisés au travers d'un retour au sol. Toutefois, comme leur valeur agronomique et leurs effets environnementaux et sanitaires diffèrent selon l'origine des matières premières et le type de traitement qu'elles ont ou non subi, il convient d'en raisonner les apports pour assurer un recyclage optimal des produits et maîtriser au maximum les impacts induits par des épandages répétés.

Dans ce contexte, l'objectif scientifique principal de ce travail de thèse est d'étudier les effets des apports répétés d'une boue de station d'épuration urbaine (BOUE) et de la même boue compostée avec des déchets verts (DVB) sur la dynamique hydrique et le transport de solutés dans un sol nu caractéristique des sols limoneux de la Plaine d'Alsace. Dans un premier temps, une synthèse bibliographique (Chapitre 1) permettra de décrire plus précisément les enjeux scientifiques associés à cette problématique. Une présentation du dispositif agronomique utilisé pour ce travail de doctorat, situé à l'INRA de Colmar et comprenant notamment trois parcelles et six cases lysimétriques en sol nu instrumentées avec du matériel de suivi hydrique fera l'objet du Chapitre 2. L'influence des épandages de PRO sur l'hydrodynamique du sol sera étudiée dans le Chapitre 3. Suite à l'étude de l'effet des apports sur les propriétés physico-chimiques du sol, les paramètres hydriques de chaque horizon de sol (θ_r, θ_s, α, n et K_s) seront établis via une procédure d'optimisation par méthode inverse utilisant les données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau (et de drainage pour les cases lysimétriques) à l'aide d'HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2013). Les effets des épandages de PRO sur le transport d'un soluté inerte et conservatif seront ensuite examinés dans le Chapitre 4 au travers de l'apport d'une quantité de 50 $g.m^{-2}$ d'ions bromures sur chaque parcelle et case lysimétrique. Le suivi de la dynamique du traceur a été assuré durant approximativement deux ans, à l'aide de campagnes de prélèvements d'échantillons de terre sur les parcelles et d'eau de drainage pour les cases lysimétriques. À partir des paramètres hydrodynamiques optimisés dans le Chapitre 3, la modélisation de la dynamique des ions bromures sera également réalisée via HYDRUS-1D et permettra notamment le calage des valeurs de dispersivité propres à chaque horizon. Enfin, les paramètres spécifiques à la décomposition de la matière organique fraîche, liée à l'apport de PRO, et humifiée dans le sol seront établis dans le Chapitre 5, au travers d'une modélisation via CANTIS (Garnier et al., 2001) des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organique obtenues à partir d'incubations effectuées au laboratoire en conditions contrôlées. La modélisation de la lixiviation des nitrates observée suite à deux apports de PRO pourra alors être réalisée à partir de l'intégration de l'ensemble des paramètres calés sur HYDRUS-1D et CANTIS au sein du modèle agronomique mécaniste PASTIS (Lafolie, 1991), module de la plateforme Sol Virtuel (Lafolie et al., 2014).

CHAPITRE 1.

1 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

La synthèse bibliographique réalisée dans le cadre de ce travail de thèse porte principalement sur deux grands thèmes. Premièrement, un point est effectué concernant les conséquences de l'introduction massive relativement récente d'azote dans la biosphère au travers des processus anthropiques sur les rejets de ses différentes formes réactives au niveau européen et mondial. L'influence des pertes de nitrates des sols agricoles par lixiviation ou ruissellement sur l'état de la contamination des eaux superficielles et souterraines est étudiée à l'échelle nationale et régionale depuis 1991, date de la mise en place de la Directive Nitrates (91/676/CEE) par les instances européennes.

La seconde partie de la bibliographie est consacrée à l'étude des effets, principalement agronomiques, des épandages répétés de produits résiduaires organiques sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols agricoles. La littérature relative à ce sujet étant très dense, nous nous focaliserons principalement sur les conclusions des travaux concernant les différents types de PRO épandus sur les parcelles du dispositif expérimental de l'INRA Colmar, à savoir les effluents d'élevage, les boues de stations d'épuration urbaines et les composts, et plus particulièrement sur ces deux derniers, dont les effets sur la dynamique hydrique, le transport de solutés et la lixiviation des nitrates dans le sol ont été étudiés dans le cadre de ce travail de thèse.

Un point sur le surplus azoté et la contamination des eaux par les nitrates d'origine agricole

1.1.1 Une surabondance récente de l'azote réactif à l'échelle du globe

Composé indispensable à la présence de vie sur Terre, l'azote a été découvert en tant qu'élément du tableau périodique à la fin du XVIII^{ème} siècle, tandis que son procédé de fixation biologique ne l'a, quant à lui, été que près d'un siècle plus tard (Galloway et Cowling, 2002). Les molécules de diazote (N_2), gaz incolore et inodore dans des conditions normales de température et de pression, constituent la majeure partie de la composition chimique de l'atmosphère (78 %), avec le dioxygène (O_2-21 %). Toutefois, ce réservoir conséquent d'azote chimiquement inerte n'est pas biologiquement disponible pour la plupart des organismes vivants. Pour le rendre disponible et donc réactif, la triple liaison reliant les deux atomes d'azote doit être rompue au travers d'une réaction nécessitant de l'énergie, chaque atome d'azote ainsi dissocié devant être lié chimiquement avec au minimum un des trois autres éléments chimiques essentiels au développement de la vie, soit l'oxygène et l'hydrogène via des processus de fixation et le carbone par assimilation (Cowling et Galloway, 2002).

Au début du XX^{ème} siècle, la mise au point du procédé Haber-Bosch a permis la conversion industrielle du diazote atmosphérique en ammoniac (NH_3) (Haber et van Oordt, 1905). Offrant dans un premier temps une source d'azote nitrique à l'industrie allemande des explosifs à l'aube de la première guerre mondiale, ce procédé à double face est responsable (*i*) de la mort de 100 à 150 millions de personnes au travers des conflits armés ayant eu lieu au cours du siècle dernier (*ii*) de la production massive des engrais azotés synthétiques dont l'utilisation, qui a été généralisée à partir de 1950, concerne aujourd'hui environ 100 Tg N.an^{-1} et permet de nourrir près de 50 % de la population mondiale (Figure 1.1) (Erisman et al., 2008 ; Smil, 2004).

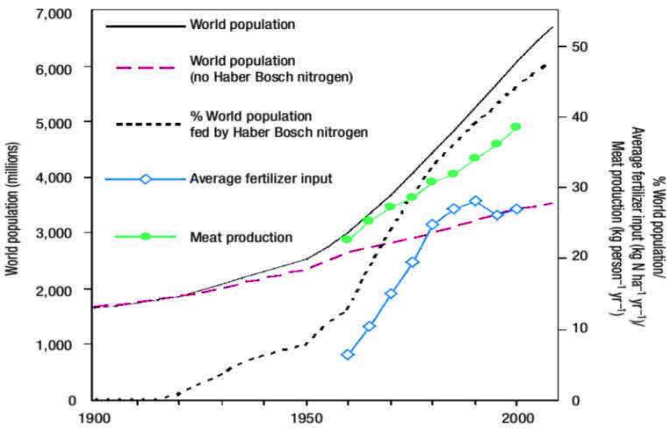


Figure 1.1 : Effet du procédé Haber-Bosch sur l'utilisation d'engrais azoté et le pourcentage de population mondiale nourrie à partir du début du XX^{ème} siècle (Erisman et al., 2008).

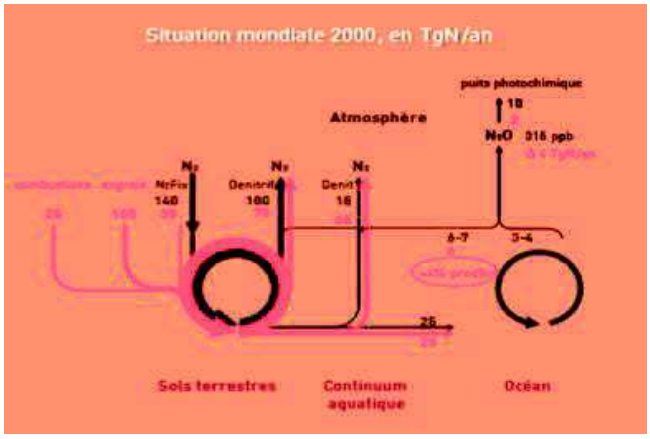


Figure 1.2 : Modification du cycle de l'azote pré-industriel (en noir) par l'azote réactif introduit par le procédé Haber-Bosch (en rouge) (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2011).

Ces progrès récents de l'industrie chimique, associés notamment à ceux du développement de la production des énergies fossiles, entrainent finalement une quantité totale d'azote introduite annuellement dans la biosphère, au travers de processus anthropiques, d'environ 160 Tg N.an^{-1} en 2000. Celle-ci est au moins équivalente voire supérieure à celle apportée par l'ensemble des processus biologiques et estimée à hauteur de

140 Tg N.an^{-1} en 2000 et cause par conséquent un doublement de la vitesse de circulation de l'azote au niveau mondial depuis la fin du XX^{ème} siècle (Figure 1.2) (Erisman et al., 2008 ; Galloway et al., 2008 ; Galloway et Cowling, 2002). De ce fait, en l'espace de seulement 200 ans, nous sommes passés d'une période de faible disponibilité des formes réactives de l'azote à la surface de la terre à une surabondance problématique à l'échelle du globe, dont la responsabilité incombe grandement à l'introduction anthropique massive d'azote réactif dans l'environnement par les pays développés. En effet, tant au travers de la diminution de l'efficience de la conversion d'azote dans les systèmes (Figure 1.3) (Hatfield et Prueger, 2004), que de par l'extrême mobilité des nombreuses formes réactives de l'azote, son devenir dans les différents compartiments de la biosphère, matérialisé par Galloway et al. (2003) selon la notion de « cascade de l'azote » (Figure 1.4), échappe dans une large mesure à l'intention initiale et provoque notamment une fertilisation involontaire des milieux naturels (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2011).

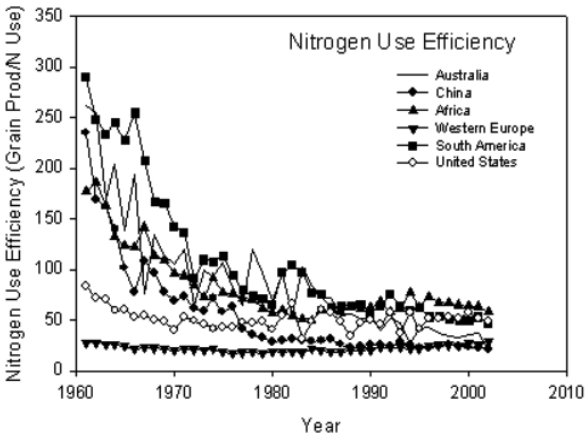


Figure 1.3 : Évolution de l'efficience de l'utilisation de l'azote dans certaines régions du monde entre 1960 et 2002 (Hatfield et Prueger, 2004).

Les multiples impacts environnementaux de l'azote liés aux différentes transformations et transferts concernent des milieux et échelles très variés et touchent la plupart des grandes problématiques du changement global (Tableau 1.1) (Ciais et al., 2013 ; ESCo, 2014a). Les principales étapes de la cascade de l'azote comprennent finalement (*i*) les pertes d'azote en agriculture (§ 1.1.2) ; (*ii*) la dénitrification dans le *continuum* aquatique comprenant certains aquifères, cours d'eau et réseau hydrographique, mais dont il ne faut cependant pas surestimer la potentialité épuratrice, celle-ci s'accompagnant d'émission de protoxyde d'azote (N_2O), gaz à effet de serre et donc en partie responsable du réchauffement climatique ; (*iii*) les rejets urbains, avec par exemple les eaux usées dont le traitement en station d'épuration favorise l'émission de quantités significatives de N_2O, de même que le trafic automobile ou encore la production thermique d'électricité (NO_X) ; (*iv*) l'eutrophisation des milieux marins provoquée notamment par une lixiviation massive des nitrates (NO_3^-) pouvant engendrer des efflorescences d'algues indésirables (§ 1.1.3).

1.1.2 Les pertes azotées des terres arables : le cas de l'Union européenne

L'Union européenne (UE) concentre approximativement 7 % de la population mondiale mais 13 % de l'utilisation des fertilisants azotés et 10 % de l'excrétion d'azote des effluents d'élevage. Elle est l'illustration de cet emballement, avec des apports anthropiques d'azote qui représentent cinq fois ceux issus des processus naturels et une quantité totale d'azote épandue sur les terres agricoles via la fertilisation, la déposition atmosphérique et les processus de fixation biologique qui excède celle produite par les récoltes et produits d'origine animale (Sutton, 2011).

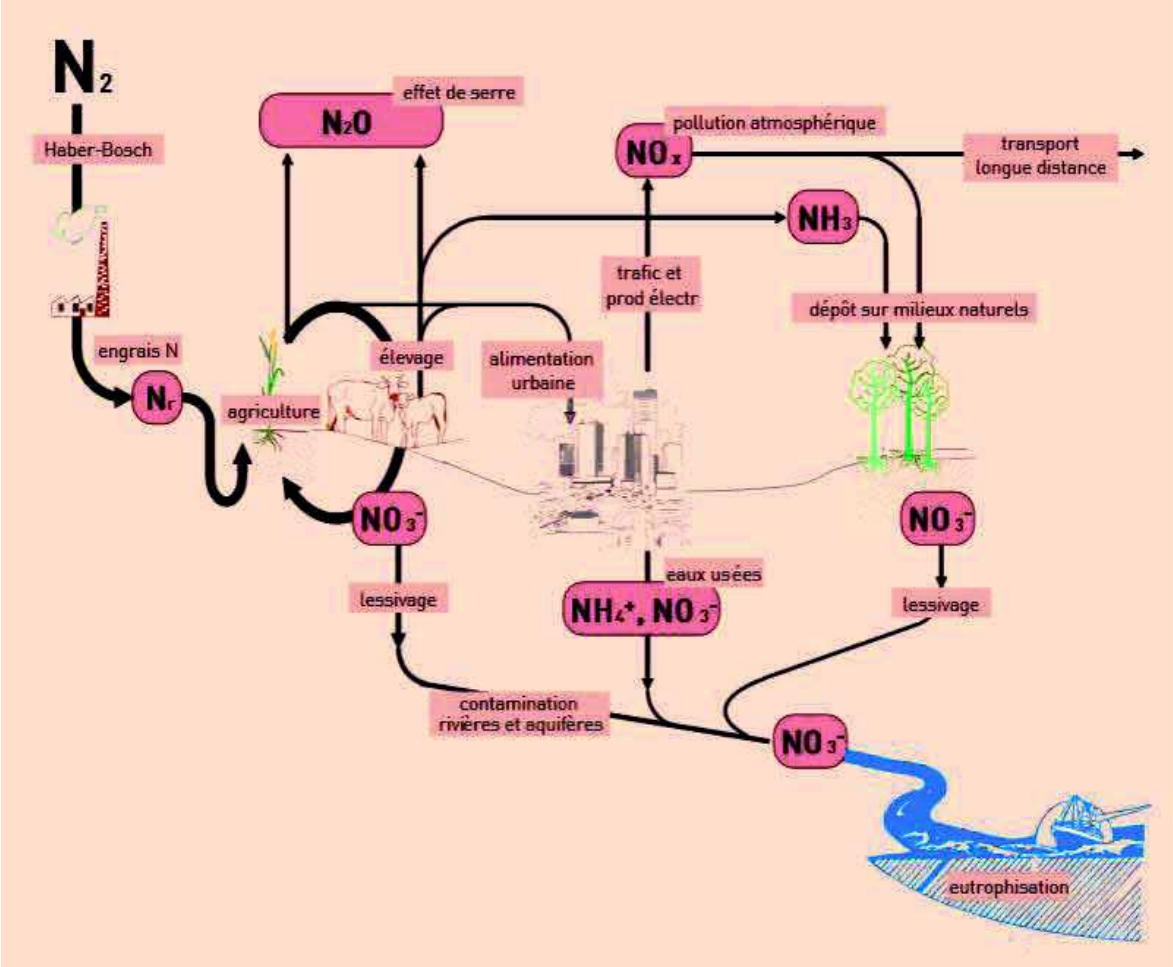


Figure 1.4 : La cascade de l'azote dans l'environnement (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2011).

Tableau 1.1 : Principaux impacts liés à la surabondance des formes réactives de l'azote dans les différents compartiments environnementaux : mécanismes sous-jacents et échelles considérées (ESCo, 2014a).

Compartiment environnemental	Impact	Composés azotés concernés	Mécanismes	Importance de la source agricole	Échelle de temps	Échelle d'espace
Eaux continentales	Qualité des eaux et impacts sur la santé	NO_3^-, DON (N organique dissous)	Lessivage et ruissellement superficiel	***	Année, décennie	Bassin, zone de captage
Eaux continentales, côtières et marines	Eutrophisation aquatique	NO_3^-, DON	Développement et décomposition végétale	***	Saison, décennie	Bassin
Écosystème, sols	Eutrophisation des écosystèmes	NO_3^-, NH_3	Compétition, baisse de biodiversité	***	Décennie	Région, continent
Sols, eaux continentales	Acidification des sols et des eaux	NH_3, NOx	Dépôt atmosphérique, nitrification	***	Décennie	Pays, continent
Atmosphère globale	Ozone stratosphérique	N_2O	Source d'azote dans le processus de destruction d'ozone	**	Siècle	Global
Atmosphère globale	Effet de serre	N_2O, NH_3, NOx	Pouvoir radiatif du N_2O, formation d'ozone (NOx) et de particules (NH_3)	**	Siècle	Global
Atmosphère	Pollution photo-oxydante	NOx	Formation d'ozone par réaction avec COV	*	Jour, semaine	Région
Atmosphère	Pollution particulaire	NH_3	Formation de particules secondaires (XNH_4)	**	Jour, semaine	Région

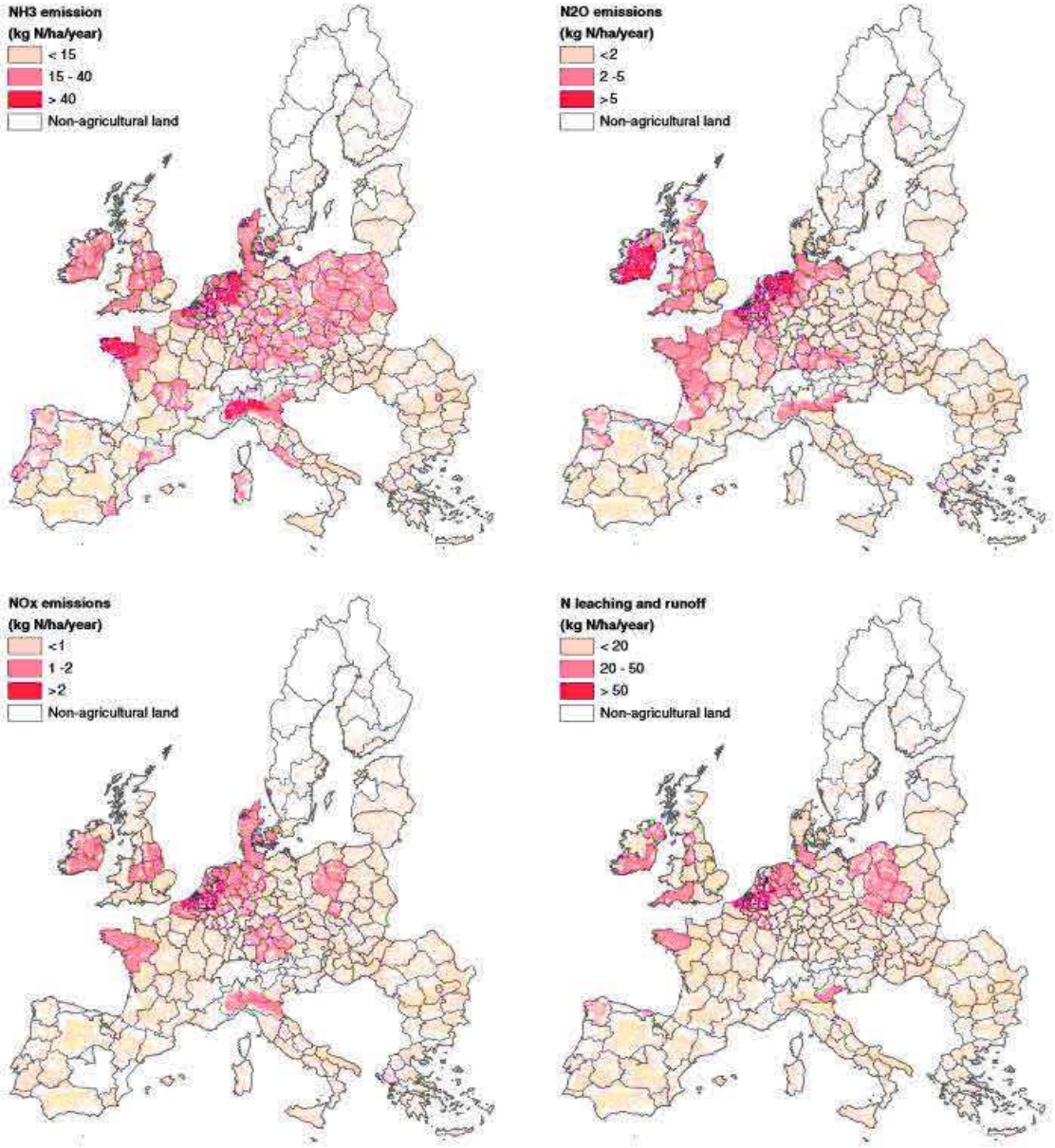


Figure 1.6 : Émissions de NH_3, N_2O et NO_x et lixiviation et ruissellement des NO_3^- calculés selon MITERRA-Europe et engendrés par les pratiques agricoles mises en place dans l'Union européenne en 2008 (Velthof et al., 2014).

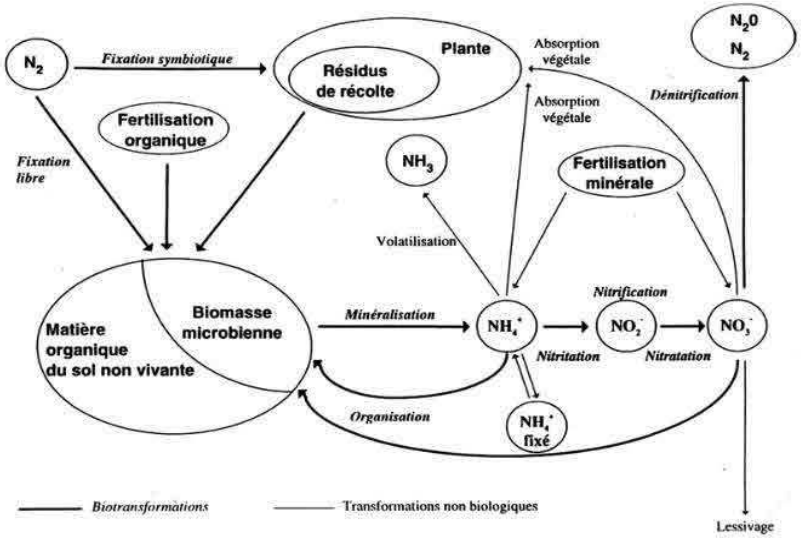


Figure 1.5 : Le cycle de l'azote dans le sol : transformations biologiques et non biologiques (Lemaire et Nicolardot, 1997).

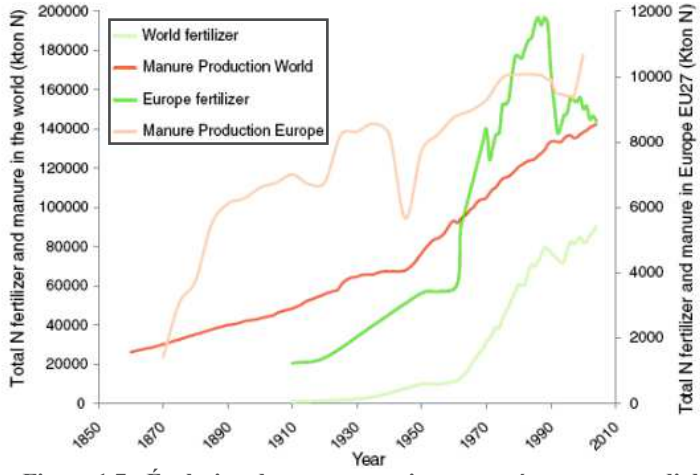


Figure 1.7 : Évolution des consommations européennes et mondiales d'engrais azotés et d'effluents d'élevage entre 1850 et 2007 (Davidson, 2009 ; de Vries et al., 2009).

L'agriculture représente aujourd'hui la source dominante de dispersion d'azote dans l'environnement européen avec une perte annuelle en provenance des terres agricoles évaluée à 13 Mt d'azote en 2008 (Velthof et al., 2014). Il est estimé que moins de la moitié de l'azote apporté pour l'accroissement des rendements à l'hectare des terres arables via la fertilisation minérale ou organique est effectivement exporté par les cultures (Oenema et al., 2009). De ce fait, le surplus libéré dans l'environnement entraîne des pertes d'azote vers (*i*) l'atmosphère par volatilisation sous forme ammoniacale ou par dénitrification en NO_x, N_2O ou N_2 ; (*ii*) la pédosphère via l'accumulation dans le stock de MO du sol ou par le processus de minéralisation de l'azote organique aboutissant à la formation des nitrates (§ 1.1.3) ; (*iii*) l'hydrosphère par lixiviation des nitrates ou ruissellement des eaux à la surface du sol (Figure 1.5) (Lemaire et Nicolardot, 1997).

Finalement près de 50 % de l'azote libéré dans l'environnement l'est sous forme réactive, avec 22 % de NO_3^- lixiviés et respectivement 21 %, 3 % et 1 % d'émissions de NH_3, N_2O et NO_x (Velthof et al., 2014). Toutefois, des différences concernant les émissions et la lixiviation des formes réactives principales de l'azote sont observées entre les états membres de l'UE mais également au sein d'un même pays (Figure 1.6). En effet, la Belgique, les Pays-Bas, l'Irlande, certaines régions de France, la vallée du Pô en Italie, le nord-ouest de l'Allemagne ou encore une bonne partie de l'Angleterre sont particulièrement concernés par ces pertes d'azote réactif liées à l'agriculture. À l'inverse, ces dernières sont généralement très faibles en Espagne, en Grèce, en Bulgarie, en Roumaine mais également en Europe du Nord ou dans les pays baltes.

Néanmoins, malgré une augmentation généralisée des excédents d'azote dans les systèmes de production agricole depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle, une légère diminution des pertes azotées des terres arables est observée depuis la fin des années 1990 (Figure 1.7) (Davidson, 2009 ; de Vries et al., 2009).

Celle-ci témoigne d'une meilleure gestion de la fertilisation, fruit des avancées effectuées en termes d'agriculture raisonnée et de la mise en œuvre d'une politique gouvernementale européenne de plus en plus stricte concernant la prise en compte simultanée des altérations environnementales résultant de la perturbation massive du cycle de l'azote. Ces altération environnementales sont d'ailleurs mises en exergue par le réseau européen NinE (pour « Nitrogen in Europe »), dont les lettres qui composent le logo reprennent les différents impacts liés à la surabondance des formes réactives de l'azote dans les compartiments environnementaux (Tableau 1.1) et forment la devise « act as group » soulignant l'importance d'une action collective pour améliorer la situation (Figure 1.8) (Sutton, 2011 ; Velthof et al., 2014).

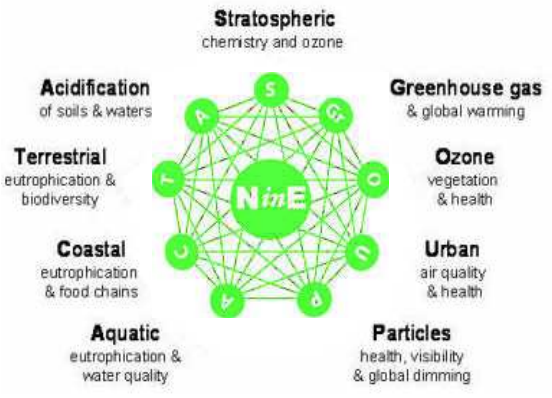


Figure 1.8 : Logo du réseau NinE : les neuf altérations environnementales majeures résultant de la perturbation massive du cycle de l'azote.

1.1.3 Nitrates : origines, impacts et réglementations

Dans les sols agricoles, les nitrates sont généralement formés à partir de la minéralisation brute de l'azote organique qui correspond à la dégradation de la matière organique du sol par sa microflore et sa microfaune (Jarvis et al., 1996 ; Lemaire et Nicolardot, 1997). La première étape de ce processus conduit à la formation d'ammonium (NH_4^+) au travers d'une ammonification de l'azote organique sous l'action de micro-organismes hétérotrophes qui utilisent des substrats carbonés comme source d'énergie (Fustec et Lefeuvre, 2000).

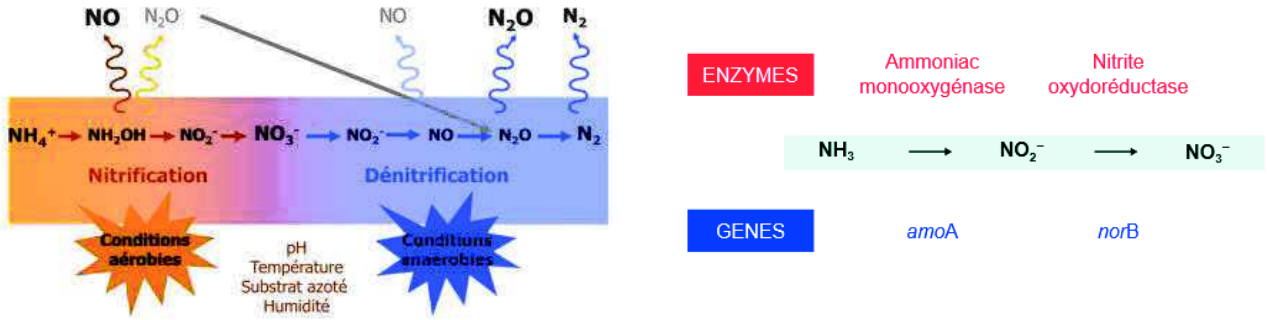


Figure 1.9 : Étapes de la nitrification et de la dénitrification et enzymes et gènes associés à la nitrification (van Elsas et al., 2007).

Catalysée par des enzymes spécifiques, la nitrification, seconde étape du processus de minéralisation brute, correspond à l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en azote nitrique selon une (*i*) nitritation qui permet la formation de l'ion nitrite (NO_2^-) par l'action de bactéries autotrophes et aérobies de type *Nitrospira* et *Nitrosomonas* ; (*ii*) nitratation qui permet de produire l'ion nitrate et est réalisée par des bactéries autotrophes et aérobies de type *Nitrospira* et *Nitrobacter* (Figure 1.9) (van Elsas et al., 2007).

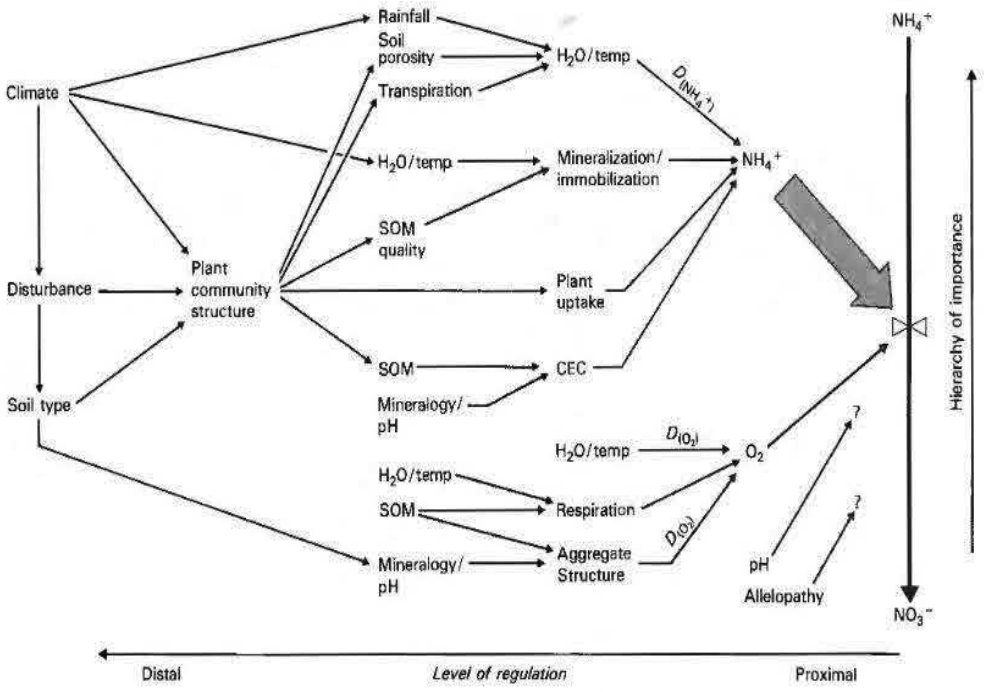


Figure 1.10 : Facteurs proximaux et distaux associés à la nitrification (Robertson, 1989).

Hiérarchisé par Robertson (1989), les facteurs de contrôle de la nitrification dans le sol sont relativement nombreux et distinguent les facteurs distaux des facteurs proximaux (Figure 1.10). Ces derniers sont au nombre de deux avec la pression en dioxygène et les teneurs en ammonium dissous, chacun étant influencé par

plusieurs variables distales comprenant notamment la teneur en eau du sol, le pH, la température, les caractéristiques texturales et structurales du sol ou encore les pratiques culturales du site (Swift et al., 1979 ; Tiedje, 1988). Finalement, l'activité des bactéries nitrifiantes est jugée optimale en aérobiose stricte, pour des pH qui varient de 7 à 9 et à des températures comprises entre 20 et 35 °C (Lemaire et Nicolardot, 1997).

En conditions de plein champ, le processus de minéralisation brute est indissociable du phénomène d'organisation (également appelé immobilisation) qui consiste en l'assimilation de l'azote minéral par les micro-organismes du sol durant l'oxydation de substrats carbonés. Cet azote minéral est par conséquent momentanément indisponible pour les plantes, ces dernières ne pouvant y accéder, étant moins bonnes compétitrices que la biomasse microbienne pour l'azote minéral (Schimel et Bennett, 2004). La minéralisation nette d'azote, différence entre minéralisation brute et immobilisation, correspond de ce fait à la fourniture azotée du sol disponible pour la culture et reste le phénomène le plus souvent estimé *in situ* (Valé, 2006).

Un grand nombre d'études expérimentales montrent que la lixiviation des nitrates est la destination principale du surplus azoté issu de l'agriculture (Figure 1.11), notamment en l'absence d'implantation systématique de Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrates (CIPAN), ces dernières permettant de diminuer la lixiviation d'en moyenne 30 % (Billen et al., 2013 ; Sutton, 2011 ; Thayalakumaran et al., 2008).

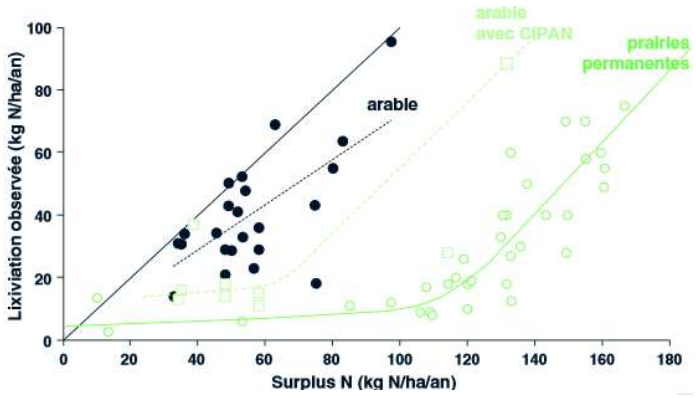


Figure 1.11 : Relation empirique observée entre le surplus d'azote et la lixiviation des nitrates sous la zone racinaire (Billen et al., 2013).

En effet, du fait de leur forme soluble et sous l'effet des précipitations, les nitrates qui ne sont pas assimilés par la végétation sont soumis au processus (*i*) d'infiltration dans le sol puis de lixiviation vers les nappes d'eaux souterraines (§ 1.1.4 et § 1.1.5) ; (*ii*) de ruissellement à travers l'écoulement à la surface des sols et l'entrainement vers les eaux superficielles ; (*iii*) de drainage consistant en une évacuation de l'eau contenue dans la couche supérieure du sol à l'aide de drains agricoles ou encore de fossés (Figure 1.12) (Onema, 2014).

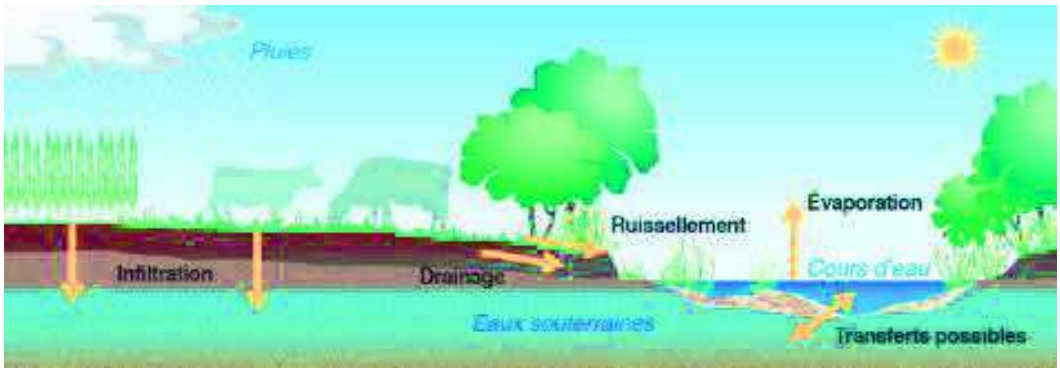


Figure 1.12 : Les différents processus de transfert vers les milieux aquatiques des nitrates non assimilés par la végétation (Onema, 2014).

L'ubiquité des nitrates dans les différents milieux aquatiques est à l'origine d'une modification de l'équilibre écologique et de la dégradation des écosystèmes aquatiques notamment au travers d'une eutrophisation accélérée. Celle-ci cause en effet le développement d'algues indésirables sous la forme blooms algaux qui

asphyxient le milieu et entrainent une disparition des populations animales ou végétales ne pouvant survivre sans oxygène et conduit au développement de micro-organismes pathogènes rendant l'eau impropre à la consommation et/ou aux usages récréatifs (Anderson et al., 2002 ; Smith et al., 1999).

Des risques pour la santé humaine sont également associés à l'ingestion de nitrates qui peut provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson via la réduction des nitrates en nitrites dans son organisme et la fixation de ces derniers sur l'hémoglobine (Fan et Steinberg, 1996 ; Hill, 1996). De plus, bien qu'aucune étude n'ait encore permis la mise en évidence certaine d'effets carcinogènes liés à l'ingestion de nitrates (Mensinga et al., 2003), ceux-ci sont cependant susceptibles de se transformer en nitrosamines dans le tractus gastro-intestinal, substances dont les propriétés cancérigènes ont été démontrées il y a plus d'un demi-siècle (Magee et Barnes, 1956 ; Powlson et al., 2008 ; Ward et al., 2005).

Enfin, de nombreux couts économiques sont engendrés par la contamination des ressources en eau par les nitrates comme ceux induits par les traitements mis en place dans les usines de production d'eau potable et les stations d'épuration (Fux et Siegrist, 2004 ; Reilly et al., 2000 ; Vymazal, 2007) ou encore les processus de dénitrification provoquée dans les eaux souterraines (Burgin et Hamilton, 2007 ; Van der Bruggen et Vandecasteele, 2003). De même, les blooms algaux des eaux impliquent des pertes économiques liés aux coûts de ramassage et de traitement des algues et aux impacts sur l'industrie du tourisme (Camargo et Alonso, 2006).

De ce fait, au vu des impacts des apports anthropiques sur les émissions et les concentrations en nitrates et plus généralement des formes réactives de l'azote retrouvées dans l'environnement, de nombreuses conventions internationales et directives européennes incitent à l'application des bonnes pratiques agricoles, récapitulées par Oenema et al. (2011). Concernant les formes réactives de l'azote retrouvées dans l'eau, la Directive Cadre Européenne (2000/60/CE) harmonise l'ensemble des directives en matière de gestion des eaux et fixe des objectifs pour atteindre, d'ici à 2025, un bon état écologique sur l'ensemble du territoire tant pour les eaux souterraines que pour les eaux superficielles. La pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole est quant à elle principalement réglementée par la Directive Européenne 91/676/CEE, dite Directive Nitrates, qui, dans le cadre de l'établissement d'un code des bonnes pratiques agricoles, enjoint les états membres à désigner des zones vulnérables à la contamination nitrique où sont imposés des programmes d'actions qui reposent sur des mesures obligatoires permettant de limiter les risques de pollution (Figure 1.13).

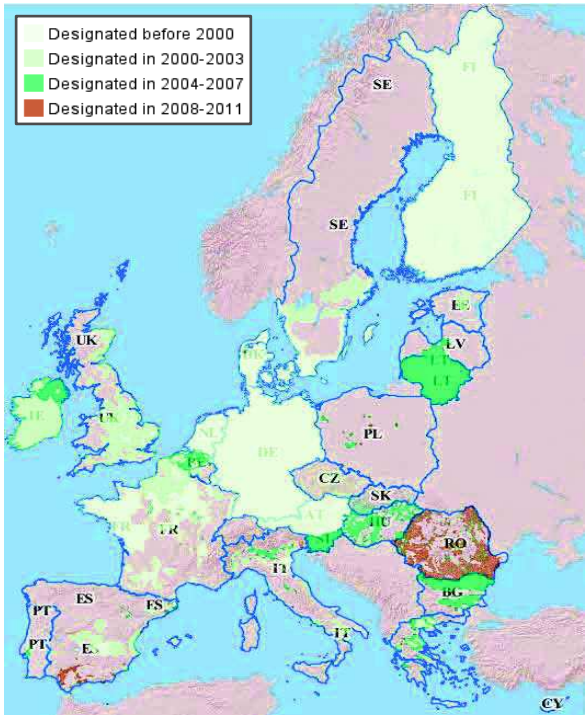


Figure 1.13 : Zones désignées comme vulnérables à la contamination nitrique dans les pays membres de l'UE.

Celles-ci comprennent notamment des quantités d'azote apportées et issues des effluents d'élevage ne pouvant dépasser 170 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ et devant être appliquées selon un calendrier rigoureux, ainsi que la mise en place d'actions complémentaires (couverture hivernale, apports limités, etc…) dans le cas où les teneurs en nitrates

dépassent 50 mg $NO_3^-.L^{-1}$ (seuil réglementaire de potabilité selon la Directive 98/83/CE) en amont des points de captage d'eau potable superficielle ou dans les eaux souterraines.

Finalement, au moyen de la mise en place de scénarios prenant en compte ou non l'implémentation des mesures de la Directive Nitrates, il a clairement été démontré que les programmes d'actions de cette dernière ont permis de diminuer non seulement les pertes de nitrates des sols agricoles par lixiviation ou ruissellement (Figure 1.14) mais également les émissions de NH_3, N_2O ou NO_X, par effets synergiques (Oenema et al., 2009 ; Velthof et al., 2014). En effet, entre 2000 et 2008, des diminutions d'en moyenne 3, 6 et 16 % sont constatées respectivement pour les émissions de NH_3, N_2O et la lixiviation des nitrates, dans les états membres de l'UE, bien que ces dernières puissent atteindre 16, 20 et 60 % dans les pays concernés par des pratiques agricoles intensives. Enfin, avec la mise en œuvre de mesures toujours plus strictes et l'élargissement des zones vulnérables à la pollution nitrique, de nouvelles diminutions des émissions des formes réactives de l'azote dans l'environnement sont à prévoir dans les prochaines années (Velthof et al., 2009).

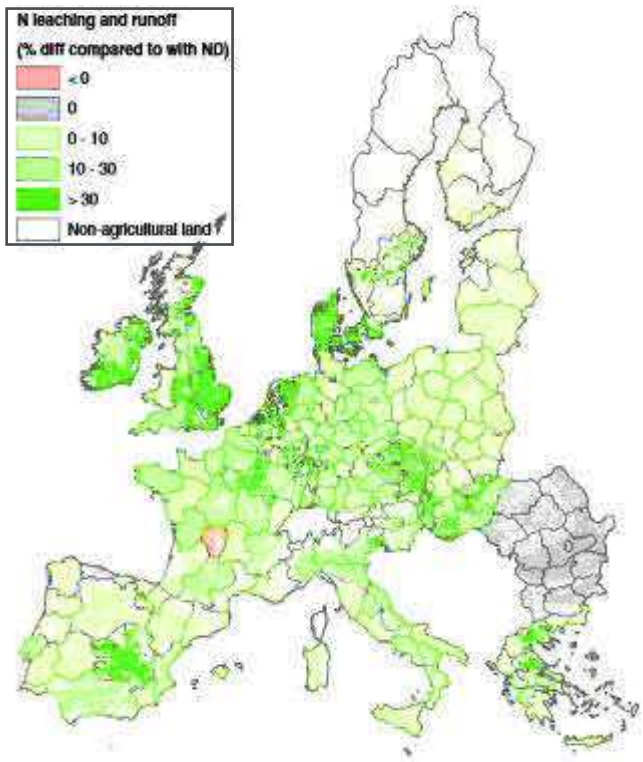


Figure 1.14 : Écart en pourcentage entre lixiviation et ruissellement des nitrates observés en 2008 avec MITERRA-Europe pour les scénarios prenant en compte ou non les mesures de la Directive Nitrates (Velthof et al., 2014).

1.1.4 Les nitrates dans les eaux en France : une situation toujours préoccupante

Si près de 40 % du territoire de l'UE fait l'objet de la mise en place de programmes d'actions dans le cadre de la Directive Nitrates (Figure 1.13), des différences majeures sont observées entre les surfaces concernées par les mesures entre états membres. En effet, tandis que certains pays comme l'Allemagne, les Pays-Bas, le Danemark, l'Irlande ou encore la Finlande ont décidé d'appliquer un même niveau de protection sur l'ensemble de leur territoire, d'autres comme l'Italie, l'Espagne, la Pologne ou le Portugal ont défini des zones vulnérables qui englobent finalement moins de 20 % de leur Surface Agricole Utile (SAU).

Le cas de la France se situe entre ces deux extrêmes, avec environ 55 % de la SAU du territoire, soit 15 millions d'hectares, placés en zone vulnérable à la pollution nitrique depuis 2012 et 70 % suite au sixième zonage établi en juillet 2014 (Figure 1.15). Ce sont ainsi près de 4000 communes supplémentaires qui vont être placées en zone vulnérable portant leur nombre total à plus de 23 000, avec pour objectif d'éviter de lourdes sanctions financières, conséquence de multiples condamnations par la Cour de justice de l'UE pour incapacité à améliorer durablement la qualité des eaux superficielles et souterraines françaises (DREAL, 2014).

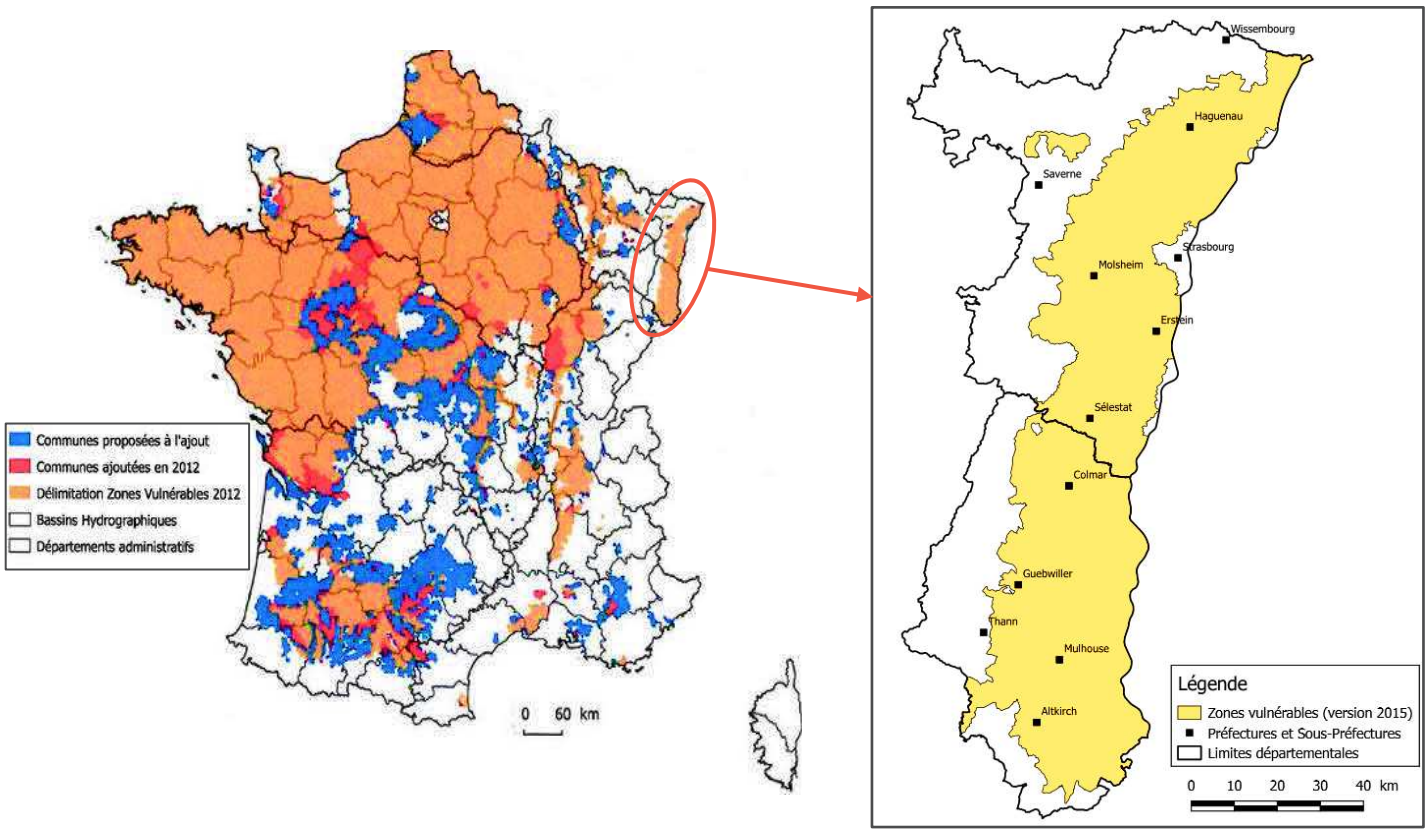


Figure 1.15 : Zones désignées comme vulnérables à la contamination nitrique en France (ou proposées à l'ajout) et en Alsace (DREAL, 2014).

Pour répondre aux exigences de la Directive Nitrates, cinq programmes d'actions ont été élaborés en France depuis 1992, correspondant à la réalisation d'autant de campagnes de surveillance. Celles-ci comprennent un suivi de la qualité des eaux au travers notamment de l'étude des teneurs en nitrates retrouvées dans les eaux superficielles (≈ 3400 sites de mesures) et souterraines (≈ 2200 sites de mesures).

Les résultats de la dernière campagne, opérée durant l'année hydrologique 2010-2011, mettent en évidence que seules 3.5 % des stations de surveillance des eaux superficielles présentent une concentration moyenne en nitrate supérieure à la valeur d'alerte pour l'engagement de mesures préventives de restauration environnementale (40 mg $NO_3^-.L^{-1}$, cf. Figure 1.16-A et Figure 1.17). Celles-ci sont surtout localisées dans le Grand Ouest, secteur d'élevage, et dans des régions aux surfaces dédiées aux grandes cultures (Centre, Ile-de-France, Languedoc-Roussillon). À noter qu'uniquement 1.2 % des sites présentent des teneurs se situant au-delà de 50 mg $NO_3^-.L^{-1}$, seuil de potabilité des eaux destinées à la consommation humaine et de qualité des eaux de surface et souterraines fixés aux niveaux national et européen (Oenema et al., 2011 ; Onema, 2014).

Dans les eaux souterraines, la situation est plus contrastée avec près d'un quart des stations de surveillance qui présentent des teneurs en nitrates supérieures à 40 mg $NO_3^-.L^{-1}$, dont environ 12 % sont plus élevées que 50 mg $NO_3^-.L^{-1}$ (Figure 1.18-A et Figure 1.19). La répartition de ces sites suit plutôt fidèlement celle des zones vulnérables sur l'ensemble du territoire (Figure 1.15), ceux non concernés par les mesures de la Directive Nitrates et donc généralement localisés dans des régions à agriculture peu intensive (massif alpin, Massif Central), ne présentant que rarement des concentrations supérieures au seuil d'alerte (Onema, 2014).

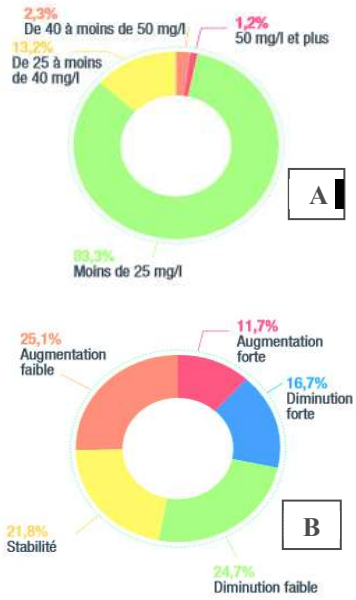


Figure 1.16 : Répartition des stations en eaux superficielles françaises selon les concentrations moyennes en nitrates en 2010-2011 [A] et évolutions par rapport à 1992–1993 [B] (Onema, 2014).

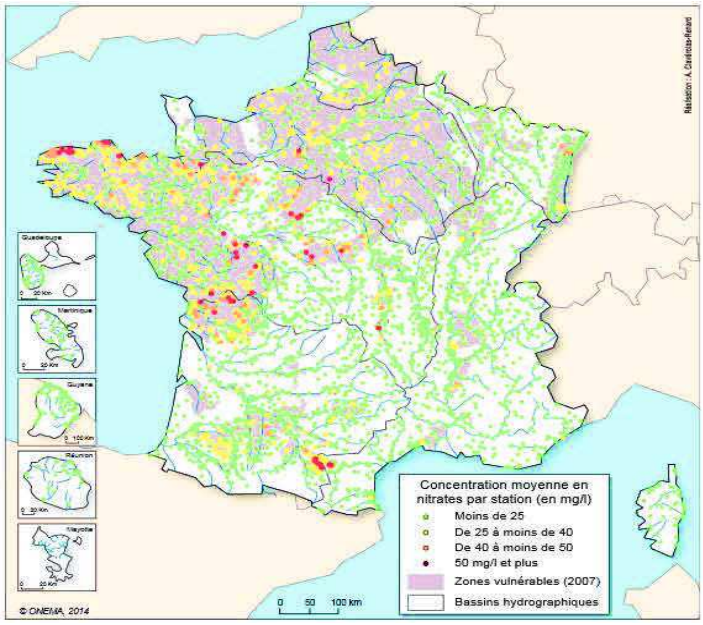


Figure 1.17 : Concentrations en nitrates d'origine agricole dans les eaux superficielles en France en 2010-2011 (Onema, 2014).

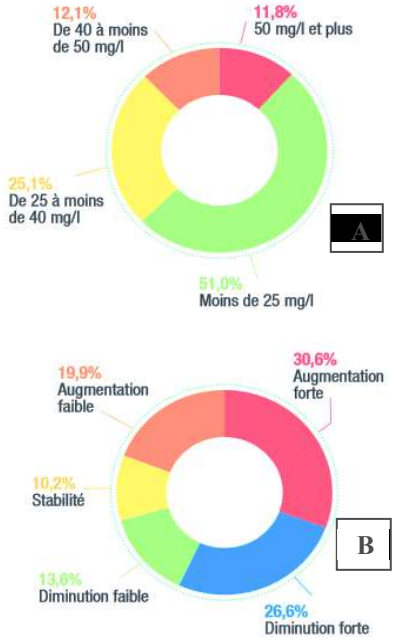


Figure 1.18 : Répartition des stations en eaux souterraines françaises selon les concentrations moyennes en nitrates en 2010-2011 [A] et évolution par rapport à 1992-1993 [B] (Onema, 2014).

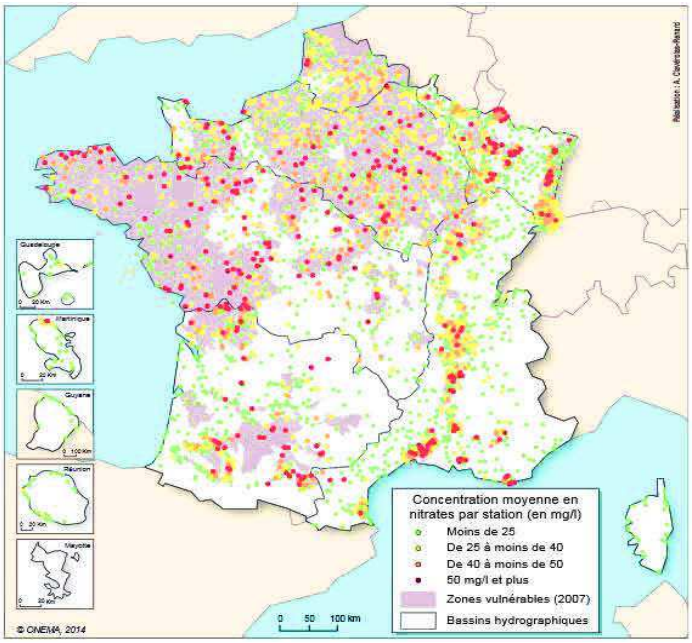


Figure 1.19 : Concentrations en nitrates d'origine agricole dans les eaux souterraines en France en 2010-2011 (Onema, 2014).

Les évolutions des concentrations moyennes en nitrates constatées entre la première (1992-1993) et la cinquième (2010-2011) campagne de surveillance diffèrent également entre eaux superficielles et souterraines. En effet, sur les quelques 780 stations de surveillance communes aux eaux de surface entre les deux périodes, et donc depuis près de 20 ans, près de 65 % présentent des teneurs qui diminuent ou sont stables (Figure 1.16-B), principalement dans l'ouest de la France. Les 12 % de sites qui se dégradent fortement (+5 mg $NO_3^-.L^{-1}$ au minimum) sont quant à eux généralement situés dans le Bassin Parisien. Sur les 625 stations de surveillance des eaux souterraines communes aux deux périodes, seules 49 % témoignent de concentrations en nitrates inférieures ou égales à celles de 1992 tandis que près du tiers mettent en avant de fortes augmentations de la

teneur en NO_3^- dans les eaux souterraines et particulièrement dans les zones vulnérables de la moitié nord de la France (Figure 1.18-B et Figure 1.19). Enfin, d'un point de vue général, les stations qui se trouvent en zone vulnérable sont soumises à de plus fortes variations, aussi bien en termes de diminution que d'augmentation, que celles situées en dehors des zones et pour lesquelles la situation est globalement plus stable. À noter qu'une campagne de mesures complémentaires a été réalisée en 2012-2013 pour des résultats relativement similaires à ceux obtenus en 2010-2011, les deux années hydrologiques étant caractérisées par des conditions météorologiques proches de la normale (Onema, 2015).

Finalement, près de vingt ans après son entrée en vigueur et bien que l'influence des conditions météorologiques rende l'interprétation délicate, nous pouvons néanmoins estimer que les mesures prises dans le cadre de la Directive Nitrates ont eu un impact positif sur la diminution des teneurs en NO_3^- dans les eaux de surface. Les conséquences des programmes d'actions sur l'amélioration de la qualité des eaux souterraines, et principalement des nappes phréatiques, sont logiquement nettement moins visibles du fait de leur inertie de fonctionnement induite par des vitesses moyennes de migration de l'eau dans les sols et la zone non saturée de un à deux mètres par an, ce qui revient à une durée moyenne de dix à vingt ans pour atteindre une nappe située à vingt mètres de profondeur.

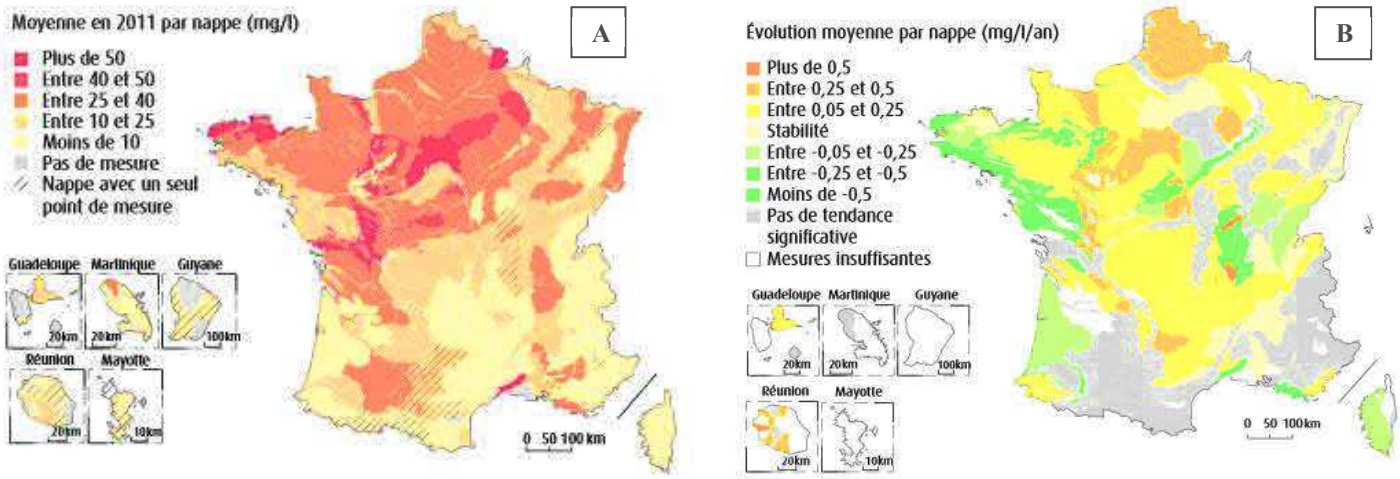


Figure 1.20 : Concentrations moyennes en nitrates retrouvées dans les nappes phréatiques en 2011 [A] et évolution annuelle des teneurs entre 1996 et 2010 [B] (SOeS, 2013).

Néanmoins, avec une moyenne de 23 mg $NO_3^-.L^{-1}$ en 2011, les teneurs en nitrates des nappes phréatiques métropolitaines attestent d'une contamination anthropique généralisée (Figure 1.20-A). De manière générale, une augmentation des concentrations en NO_3^- est observée dans les nappes phréatiques entre 1996 et 2004, ces dernières étant ensuite relativement stables jusqu'en 2011 (Figure 1.21) (SOeS, 2013a). Cependant, de fortes disparités régionales sont mises en évidence concernant le niveau de contamination des nappes et son évolution au fil des années (Figure 1.20-A et B). En 2011, seules

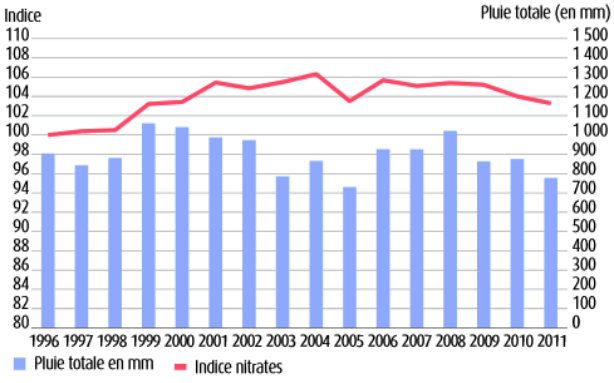


Figure 1.21 : Indice d'évolution des nitrates dans les nappes phréatiques entre 1996 et 2011 (SOeS, 2013).

51 % des nappes phréatiques sont dans une situation dite favorable par rapport aux nitrates et présentent des teneurs inférieures à 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ et qui n'évoluent pas ou peu au cours du temps. Elles sont essentiellement situées dans le sud de la métropole. Approximativement 14 % des nappes (Centre, Bassin Parisien, Bretagne et sud du Massif Armoricain) témoignent quant à elles d'une situation défavorable ou préoccupante avec des teneurs en nitrates généralement élevées et dont la tendance est à l'augmentation. Enfin, 23 % des nappes phréatiques sont dans une situation indécise, car leurs concentrations en nitrates sont moyennes et évoluent peu comme c'est le cas de nombreuses nappes de la moitié nord, dont celle de la plaine d'Alsace.

1.1.5 Le cas des nitrates en Alsace

En Alsace, petite région occupant 1.23 % du territoire métropolitain et particulièrement concernée par une contamination de ses eaux par les nitrates, la SAU représente environ 336 000 ha dont près de 75 % sont placés en zone vulnérable, englobant ainsi 60 % de la surface régionale (Figure 1.15). Le suivi de la contamination des eaux superficielles en Alsace est assuré par un réseau constitué de plus de 100 stations de mesure. La dernière campagne, réalisée en 2007 (Figure 1.22), met en évidence des teneurs en nitrates moyennes d'environ 9.5 mg $NO_3^-.L^{-1}$ dans les eaux de surface et une légère amélioration de la situation des cours d'eau au fil du temps et notamment en comparaison des suivis effectués en 1997 (10.3 mg $NO_3^-.L^-$) (Figure 1.23) (DREAL Alsace, 2009).

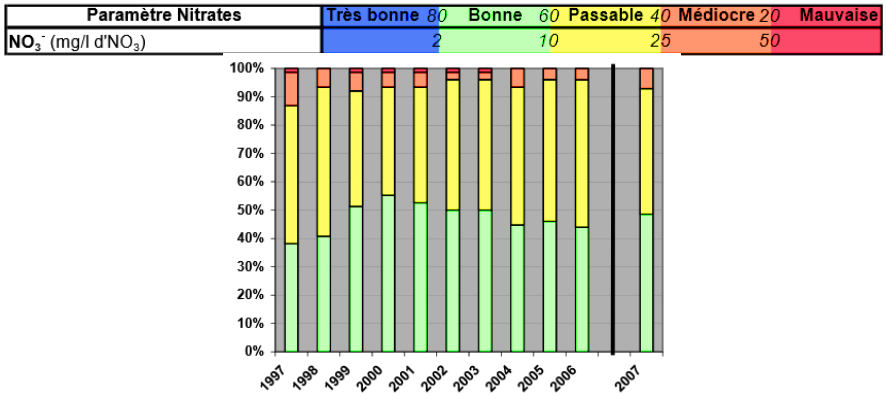


Figure 1.23 : Évolutions annuelles des différentes classes de teneurs en nitrates dans les eaux superficielles d'Alsace suite aux campagnes réalisées entre 1997 et 2007 (DREAL Alsace, 2009).

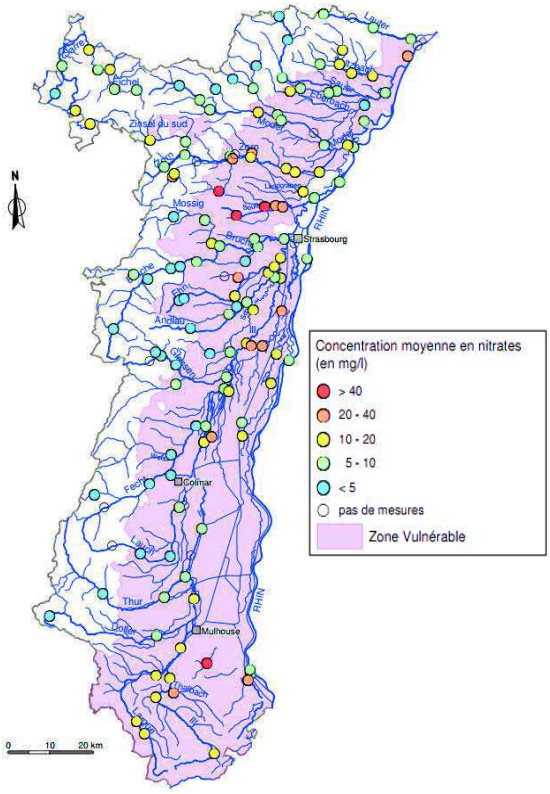


Figure 1.22 : Teneurs en nitrates dans les eaux superficielles d'Alsace en 2007 (DREAL Alsace, 2009).

En l'espace de dix ans, la valeur moyenne des nitrates retrouvées dans les eaux de surface alsaciennes a diminué de près de 8 %, notamment au travers d'une période de relative amélioration constatée au début des années 2000. De plus, le nombre de stations de surveillance présentant des teneurs en nitrates inférieures à 10 mg $NO_3^-.L^{-1}$ a augmenté de près de 10 %, au profit de celles dont les concentrations en nitrates étaient supérieures à 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ (Figure 1.23). Nous notons actuellement l'absence de sites pour lesquels les teneurs sont supérieures à la limite définie selon les normes de potabilité (50 mg $NO_3^-.L^{-1}$).

Plusieurs aquifères sont présents sur le territoire alsacien, les deux principaux étant la terrasse pliocène de Haguenau et la nappe d'Alsace (Figure 1.24) qui composent la nappe phréatique rhénane, véritable trésor de la plaine de Rhin s'étendant sur 3200 km^2. Cette dernière représente l'une des réserves majeures en eau souterraine du continent européen, mais également la ressource la plus importante d'Europe centrale pour l'alimentation en eau potable. Elle est localisée sur la frange orientale de l'Alsace et se poursuit largement en Allemagne et plus faiblement en Suisse. La nappe d'Alsace constitue l'aquifère le plus important de la région, tant en termes de superficie (2800 km^2) que de volume d'eau contenu (35 milliards de m^3) et permet d'assurer (*i*) 75 % des besoins en eau potable ; (*ii*) 50 % des besoins en eau industrielle ; (*iii*) 90 % des besoins en eau d'irrigation de la région (APRONA, 2009).



Figure 1.24 : Les différents systèmes aquifères d'Alsace (APRONA, 2009).

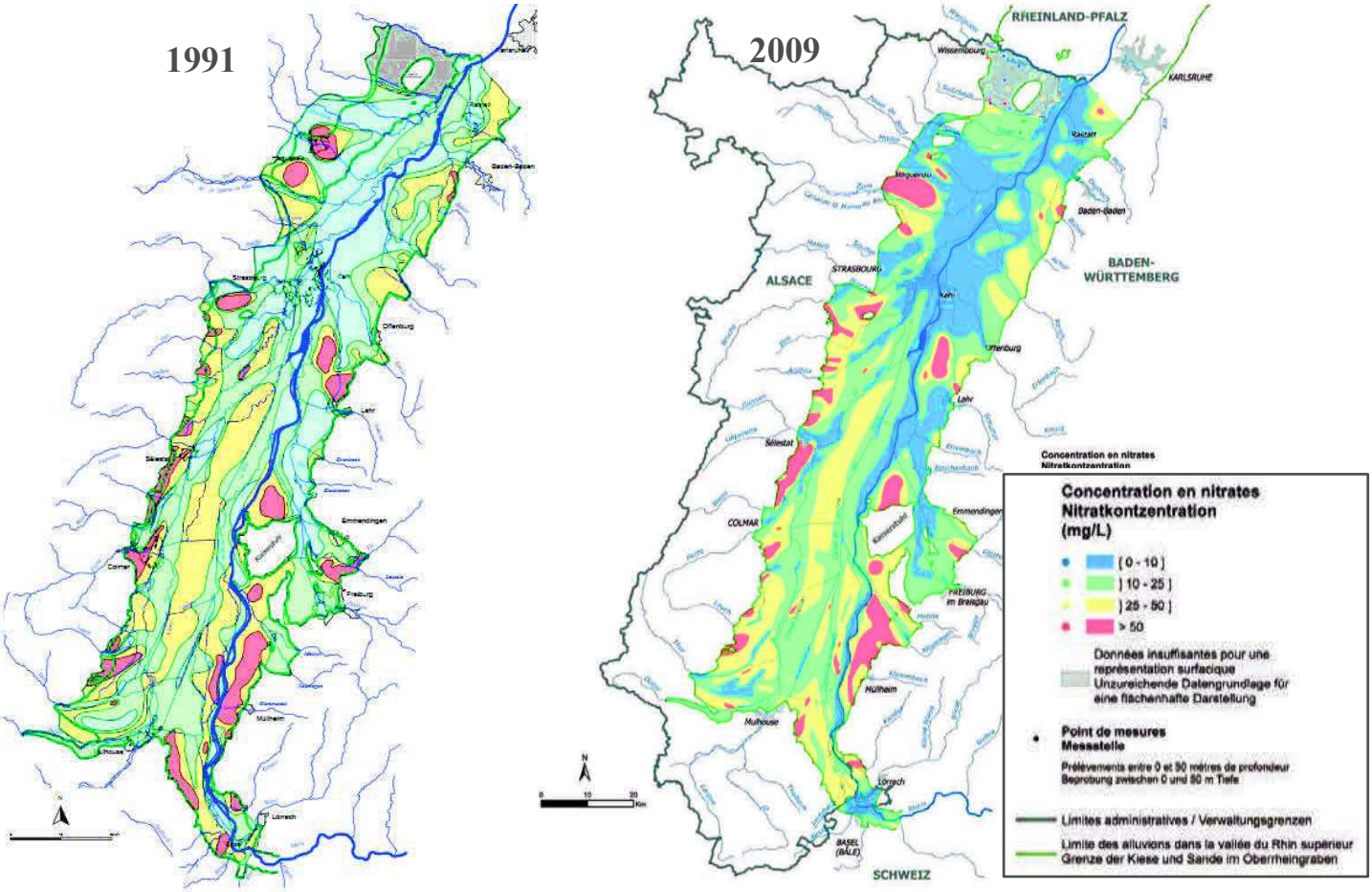


Figure 1.25 : Répartition surfacique des classes de concentrations en nitrates mesurées dans la nappe rhénane en 1991 et 2009 (Région Alsace, 2012).

Toutefois, du fait de sa faible profondeur, d'une absence de couverture des sols imperméables en surface et des échanges permanents avec les eaux de surface, celle-ci est une ressource naturelle particulièrement vulnérable et sensible aux pollutions générées par les activités anthropiques et notamment celles induites par la lixiviation des nitrates d'origine agricole vers les eaux souterraines. Par conséquent, de nombreuses campagnes de mesures sont réalisées avec pour objectif de suivre l'évolution de la qualité des eaux de la nappe au fil du temps, non seulement dans le cadre des programmes d'actions élaborés suite à la Directive Nitrates, mais également au travers de partenariats transfrontaliers établis pour la protection de la nappe rhénane. La dernière étude a été opérée en 2009 sur un réseau de près de 2000 points d'accès comprenant captages d'eau potable, puits agricoles, industriels ou de particuliers et piézomètres. Plus de 700 prélèvements ont été réalisés uniquement sur la partie superficielle de la nappe d'Alsace, à des profondeurs comprises entre 1 et 50 m, correspondant à un point d'échantillonnage tous les 4 km^2 (Région Alsace, 2012).

Finalement, en 2009, une concentration moyenne en nitrates de 27.5 mg $NO_3^-.L^{-1}$ est retrouvée dans la nappe du Rhin supérieur avec des secteurs où la coexistence de très faibles et très fortes teneurs en nitrates est observée, notamment dans les zones de dénitrification naturelle, du Nord de Strasbourg à Mayence, ainsi que le long du Rhin où s'infiltrent des eaux peu chargées en nitrates (Figure 1.25). De plus, environ 40 % des points présentent des concentrations supérieures à 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ et 16 % dépassent la limite européenne de qualité pour l'eau potable (Figure 1.26). Les mesures effectuées depuis 1991 mettent en évidence une légère diminution des teneurs en nitrates dans la nappe, caractérisable visuellement sur la Figure 1.25. En outre, entre 2003 et 2009, une baisse de 4 % des valeurs supérieures au seuil d'alerte de 40 mg $NO_3^-.L^{-1}$ est constatée, au profit de celles inférieures à 10 mg $NO_3^-.L^{-1}$ (Figure 1.26), nous permettant de conclure à une légère amélioration globale de la qualité de la nappe à l'échelle transfrontalière, bien que des efforts restent à faire pour restaurer les secteurs les plus dégradés.



Figure 1.26 : Répartition des classes de concentrations en nitrates retrouvées dans la nappe rhénane en 2003 et en 2009 (Région Alsace, 2012).

Cette amélioration est également observée pour l'Alsace seule, avec une concentration moyenne en nitrates dans la nappe de 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ en 2009, soit 2.5 points de moins qu'en 1991. De même 62 % des mesures effectuées en 2009 présentent des teneurs inférieures à 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ contre 59 % en 1991. Enfin, bien qu'une baisse des valeurs les plus élevées soit généralement observée au fil du temps (maximum de 155 mg $NO_3^-.L^{-1}$ en 2009 contre 217 mg $NO_3^-.L^{-1}$ en 2003), aucune

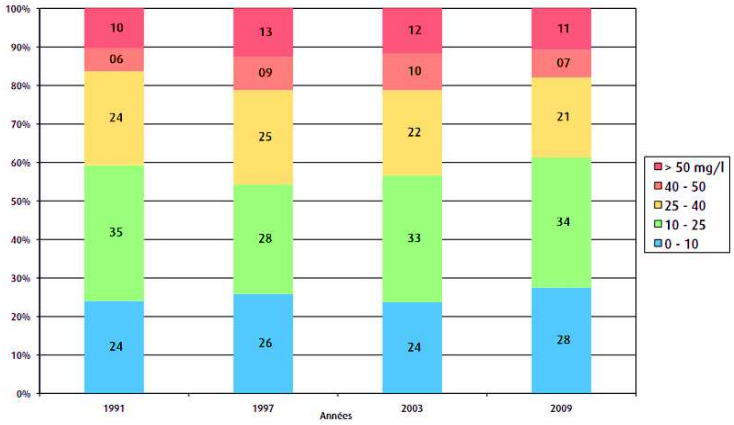


Figure 1.27 : Évolution des classes de concentrations en nitrates retrouvées dans la nappe d'Alsace entre 1991 et 2009 (Région Alsace, 2012).

réduction marquée du nombre de points dont les teneurs en nitrates sont supérieures au seuil d'alerte n'est constatée entre 1991 et 2009 (Figure 1.27), même si ces dernières étaient supérieures en 1997 et 2003 (22 %) (Région Alsace, 2012).

Des efforts sont donc à poursuivre pour reconquérir le bon état de la nappe, et plus particulièrement dans les zones vulnérables les plus impactées d'Alsace, à savoir les collines sous-vosgiennes, le Pliocène de Haguenau ou encore le Nord du piémont oriental, mais également dans le Centre Plaine, afin de revenir à des teneurs plus proches de 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ que du seuil d'alerte. Ceux-ci sont d'autant plus primordiaux que la nappe phréatique rhénane constitue la ressource la plus importante pour l'alimentation en eau potable en Alsace et a permis, jusqu'à présent, de distribuer une eau potable sans traitements complexes et coûteux.



Figure 1.28 : Répartition des UDI et de la population selon la teneur moyenne en nitrates (ARS Alsace, 2010).

Sur les 33 500 captages utilisés pour l'alimentation en potable en France, plus de 1400 (47 % Bas-Rhin, 53 % Haut-Rhin) permettent d'approvisionner les quelques 520 unités de distribution (UDI) de la région Alsace (ARS Alsace, 2010). Ainsi, en 2012, 98.6 % et 99.8 % de la population française sont alimentés par une eau dont la concentration en nitrates est respectivement en permanence et en moyenne inférieure à 50 mg $NO_3^-.L^{-1}$. En Alsace, la même année, 100 % de la population ont été desservis par une eau qui respecte en permanence la limite de potabilité vis-à-vis du paramètre nitrates (ARS, 2013). En outre, une étude détaillée réalisée entre 2007 et 2009 (Figure 1.28) permet de constater que (*i*) moins de 1 % de la population alsacienne consomme une eau potable dont la teneur moyenne en nitrates est supérieure au seuil d'alerte de 40 mg $NO_3^-.L^{-1}$; (*ii*) la qualité de l'eau potable du point de vue du paramètre nitrates est meilleure dans le Bas-Rhin avec plus de 80 % de la population desservie par une eau dont la concentration moyenne est inférieure à 15 mg $NO_3^-.L^{-1}$, contre « seulement » 53 % dans le Haut-Rhin (ARS Alsace, 2010).

Ces résultats sont en accord avec la répartition surfacique des différentes classes de concentrations en nitrates mesurées dans la nappe rhénane, dont les plus faibles se situent majoritairement dans le Bas-Rhin, notamment de par la présence de sols réducteurs qui favorisent la dénitrification naturelle (Figure 1.25). Ainsi, en 2014, et pour ne citer qu'elles, les teneurs en nitrates retrouvées dans l'eau potable de l'Eurométropole de Strasbourg (Bas-Rhin ; 67) sont d'en moyenne 10.3 mg $NO_3^-.L^{-1}$ contre 22.3 mg $NO_3^-.L^{-1}$ à Colmar (Haut-Rhin ; 68) (ARS Alsace, 2015).

Effets agronomiques des apports de PRO

1.2.1 Généralités sur les PRO

1.2.1.1 Les différents traitements appliqués aux PRO : description et intérêts

Préalablement à leur épandage sur les sols agricoles, les produits résiduaires organiques peuvent subir un ou plusieurs traitements ayant pour objectifs de (*i*) stabiliser la matière organique du PRO ; (*ii*) réduire le volume de matière ; (*iii*) produire de l'énergie ; (*iv*) diminuer le niveau d'agents pathogènes.

Le compostage, dont la durée peut varier de quelques semaines à plusieurs mois (Mustin, 1987), est défini par Francou (2003) comme « *un processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale, par une succession de communautés microbiennes évoluant en conditions aérobies, entraînant une montée en température, et conduisant à l'élaboration d'une matière organique humifiée et stabilisée* ».

Le produit formé, appelé compost, est obtenu au terme de quatre étapes successives (Figure 1.29) comprenant une phase (*i*) mésophile, où prend place un développement des micro-organismes qui colonisent la MO peu réfractaire engendrant une production de chaleur ; (*ii*) thermophile, avec une poursuite du processus de dégradation de la MO par des bactéries qui se développent de façon optimale à des températures comprises entre 50 et 75 °C, induisant de ce fait la destruction d'une grande partie des agents pathogènes et des pertes de masses au travers de pics d'émissions gazeuses (principalement CO_2, H_2O, NH_3 et N_2O (Andersen et al., 2010)) ; (*iii*) de refroidissement, avec un ralentissement de l'activité microbienne provoqué par une diminution des quantités de MO facilement biodégradables suite à la phase oxydative et une recolonisation du compost par les bactéries mésophiles mettant ainsi fin à la phase de fermentation ; (*iv*) de maturation, caractérisée par une activité bactérienne relativement faible et où les processus d'humification et de dégradation lente des composés résistants prédominent (Albrecht, 2007 ; Oudart, 2013).

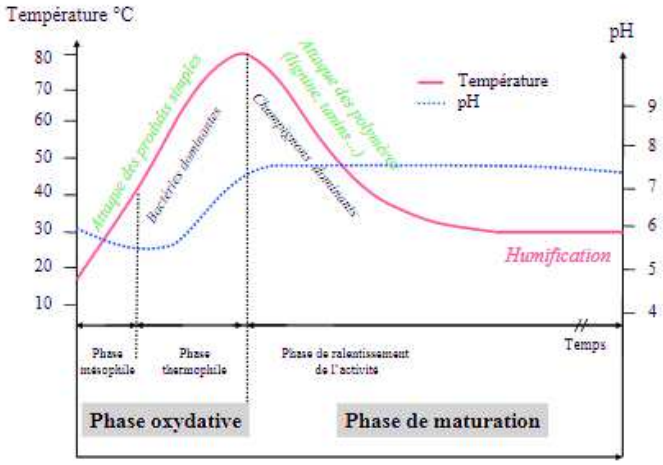


Figure 1.29 : Phases théoriques et courbes d'évolution du pH et de la température au cours du compostage (Albrecht, 2007 et modifié d'après Mustin, 1987).

Outre les effluents d'élevage, le compostage concerne principalement les déchets verts (DV) des collectivités et des particuliers, les boues déshydratées en provenance des stations d'épuration urbaines (STEU) qui sont souvent compostées avec des co-substrats (DV notamment) ou encore les ordures ménagères résiduelles et plus particulièrement la fraction fermentescible (FFOM), obtenue après un tri ou par collecte sélective chez les particuliers (Figure 1.30) (ADEME, 2012). Réalisé en andains, en récipients clos ou même parfois à l'aide de vers (vermicompostage) (Misra et al., 2003), le déroulement du processus de compostage est influencé par des paramètres souvent classés en deux catégories, avec ceux qui dépendent (*i*) du mélange initial : micro-organismes (bactéries, champignons, etc…), composition chimique, pH, taille des particules, porosité, aération ; (*ii*) des pratiques de gestion : teneur en O_2, température, humidité.

Le contrôle de l'ensemble de ces paramètres permet d'optimiser les transformations de substrats plus ou moins bien connus en un produit qui répond à un cahier des charges, comprenant notamment l'innocuité, critère fondamental dans le cadre de la normalisation française des amendements organiques (NF U44-051 (AFNOR, 2006) et NF U44-095 (AFNOR, 2002)).

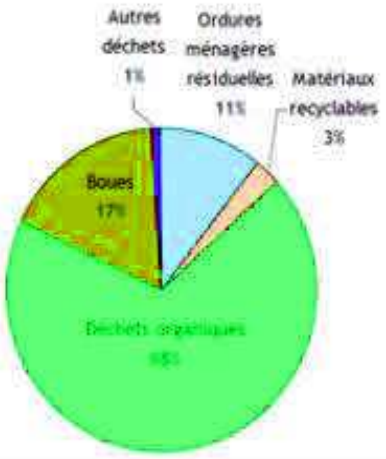


Figure 1.30 : Part des déchets entrant sur les plateformes de compostage en 2010 (ADEME, 2012).

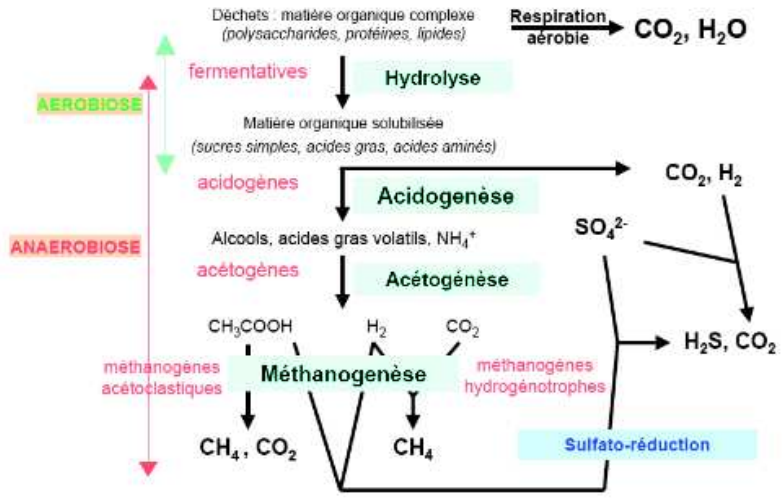


Figure 1.31 : Les étapes de la méthanisation (Chapleur 2012).

La digestion anaérobie, ou méthanisation, permet quant à elle une transformation de la matière organique par des communautés microbiennes qui fonctionnent en anaérobiose selon quatre étapes principales (*i*) hydrolyse ; (*ii*) acidogenèse ; (*iii*) acétogenèse ; (*iv*) méthanogenèse, toutes décrites sur la Figure 1.31 (Chapleur, 2012). Au final, les ressources conduisent à la formation de biogaz, énergie renouvelable composée principalement d'un mélange de méthane (CH_4, ≈ 60 %) et de dioxyde de carbone (≈ 40 %), et d'un digestat de consistance solide à liquide, composé des matières organiques stabilisées résiduelles, de minéraux dissous et d'eau (Laurent, 2015). Celui-ci peut subir une étape de séparation de ses phases solide et liquide, puis éventuellement un post-traitement avant d'être valorisé de façon agronomique au travers d'un retour au sol (Nkoa, 2014). Il faut également noter qu'actuellement, le compostage est un post-traitement obligatoire pour que les digestats de méthanisation soient considérés comme des amendements organiques.

D'autres procédés biologiques peuvent être appliqués aux effluents d'élevage, notamment dans les zones où la production est supérieure aux capacités d'épandage sur les cultures, avec un traitement aérobie visant à minéraliser la fraction carbonée organique soluble ou particulaire des PRO par dégradation microbienne sous forme de CO_2 ou un processus de nitrification-dénitrification qui permet l'élimination d'une partie de l'azote du PRO vers l'atmosphère (N_2), au travers d'une succession de phases aérobies et anaérobies (ESCo, 2014b).

Enfin, les boues produites par les stations d'épuration, et définies par le Comité européen de normalisation comme « *un mélange d'eau et de matières solides, séparé par des procédés naturels ou artificiels des divers types d'eau qui le contiennent* », comportent entre 95 et 99 % d'eau et sont donc généralement concernées par un ou plusieurs traitements physico-chimiques destinés à les rendre plus facilement manipulables et moins biodégradables. Par conséquent, celles-ci peuvent être soumises à un épaississement, une déshydratation ou encore un séchage, techniques permettant d'atteindre une siccité pouvant aller jusqu'à 80 %. En outre, en plus

d'un post-traitement de type compostage ou d'une méthanisation, la stabilisation et l'hygiénisation des boues peuvent également être assurées par chaulage, procédure correspondant à un ajout de chaux destiné à augmenter le pH (> 11) et entraver la fermentation (Figure 1.32) (SMRA, 2000).

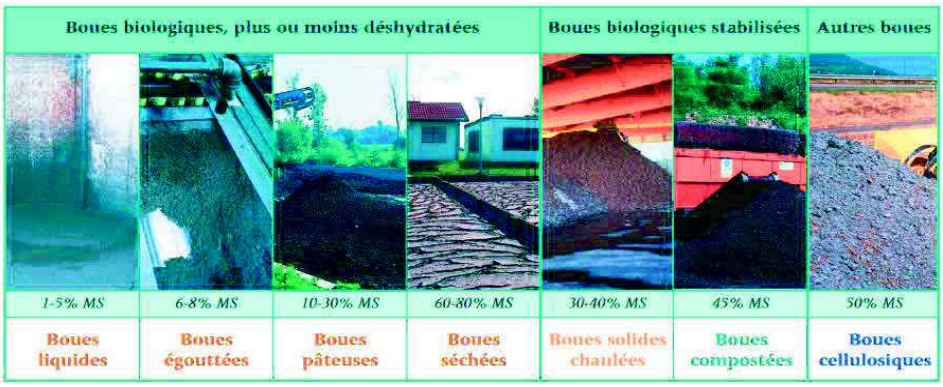


Figure 1.32 : Les différents types de traitements appliqués aux boues de stations d'épuration (SMRA, 2000).

1.2.1.2 Les différents types de PRO et leur recyclage en agriculture

Environ 750 à 800 millions de tonnes de déchets et sous-produits sont émis chaque année en France (ADEME, 2015). Les matières susceptibles d'être valorisées en agriculture peuvent être classées selon leur origine agricole, urbaine ou industrielle.

Près de 50 % des déchets sont des aux effluents d'élevage ou des résidus de culture engendrés par l'agriculture et la sylviculture et le plus souvent valorisés directement sur le site de production. Ces PRO d'origine agricole présentent une répartition très variable à l'échelle du territoire (Figure 1.33) (ESCo, 2014b). Ils sont généralement épandus sous formes de fumiers ou lisiers et sont principalement constitués des déjections bovines, porcines et avicoles récupérables. Il est estimé que près de 95 % de la matière brute des effluents d'élevage valorisés en agriculture sont épandus sans traitement préalable, tandis que les 5 % restant sont généralement compostés (Agreste, 2014).

Les PRO d'origine urbaine font généralement référence aux déchets ménagers et assimilés et aux boues en provenance de stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines. Les premiers représentent approximativement 5 % du tonnage total des déchets produits en France soit environ 35 millions de tonnes en 2012 (ADEME, 2015). De plus, et bien que seuls 14.5 % des déchets ménagers soient dirigés vers la valorisation organique en 2011, cette dernière concerne près de 94 % des déchets verts et biodéchets, ces derniers étant épandus le plus souvent après compostage (2.2 Mt de composts produits en 2011) ou plus rarement après méthanisation. Près de 1.1 millions de tonnes de matière sèche (MS) de boues ont été produites par les stations d'épuration urbaines françaises en 2011, dont 73 % valorisés en agriculture avec une répartition très inégale selon les régions (Figure 1.34). Près de 42 % de cette production est épandue sur les sols agricoles sans compostage, lui conférant le statut de déchet selon l'arrêté du 08/01/1998, tandis que 31 % des boues sont compostées (contre 2 % en 1998) et peuvent par conséquent prétendre au statut de produit ou amendement organique selon la norme NF U44-095 (AFNOR, 2002). Les deux autres filières de gestion principales des boues de STEU sont représentées par l'incinération (19 %) et la mise en décharge (8 %) (ESCo, 2014b).

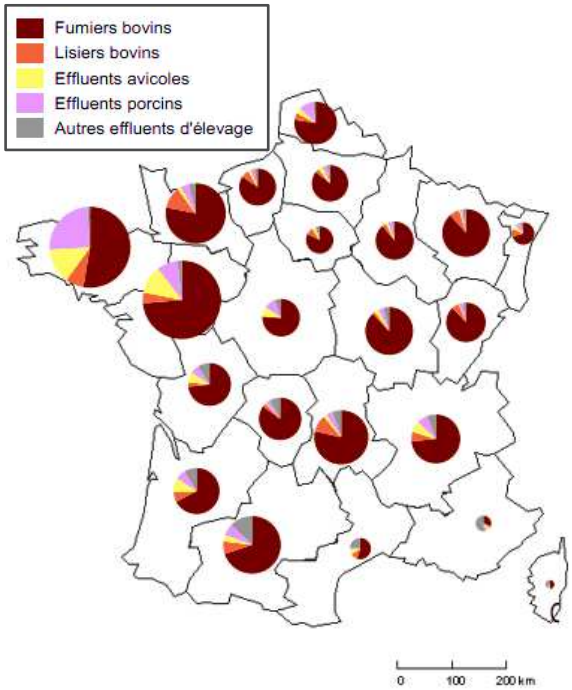


Figure 1.33 : Répartition géographique de la production d'effluents d'élevage récupérables en France en 2000-2001 (ESCo, 2014b).
La taille des camemberts est proportionnelle à la quantité.

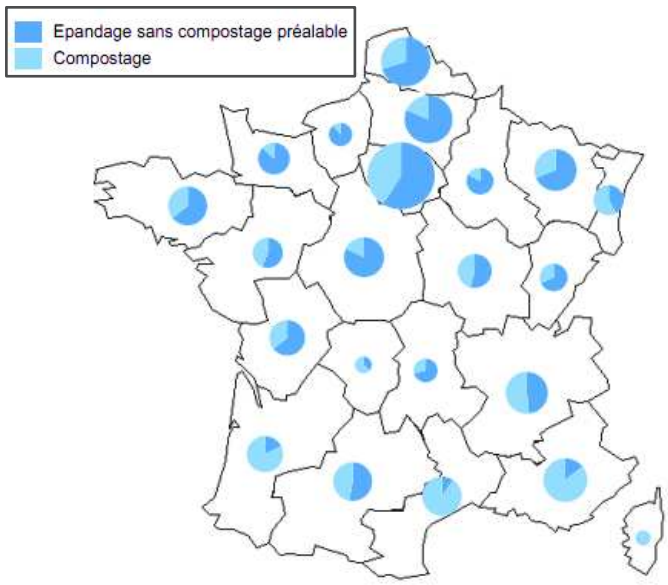


Figure 1.34 : Répartition géographique des quantités de boues de STEU valorisées en France de façon agronomique en 2011 (ESCo, 2014b).
La taille des camemberts est proportionnelle à la quantité.

Enfin, des PRO d'origine industrielle ou d'autres matières comme les cendres, les digestats de méthanisation ou encore les biochars sont susceptibles d'être valorisés en agriculture, du fait notamment de leur valeur fertilisante ou amendante et de la capacité de certains de ces matériaux à restaurer les sols altérés (Chan et al., 2007 ; Nkoa, 2014). Ils ne seront cependant pas concernés par les données exposées dans cette bibliographie, au vu du choix initial de se focaliser principalement sur les types de PRO apportés sur les parcelles du dispositif expérimental situé à Colmar et plus particulièrement sur les effets de ceux étudiés lors de ce travail de thèse.

Environ 3.5 Mha, soit 26.5 % de la surface des grandes cultures, ont été soumis à des épandages de PRO en 2011, le maïs fourrage et le blé tendre étant les deux cultures les plus consommatrices (Agreste, 2014). L'ensemble du territoire français est concerné par des apports, mais de façon hétérogène selon les régions et le type de PRO (Figure 1.35), mettant en avant l'existence d'une situation paradoxale caractérisée par l'obligation d'éliminer une ressource en azote organique parfois trop abondante dans les zones excédentaires (directive Nitrates), tandis que des zones sans ressources doivent recourir à l'utilisation massive d'engrais minéraux. Ceci est d'autant plus vrai que l'exportation des PRO est relativement peu développée à l'échelle nationale, les effluents d'élevage et les boues de STEU étant majoritairement épandus dans un rayon de l'ordre de la dizaine de kilomètres autour du lieu de leur production.
Finalement, les effluents d'élevages (≈ 80 %), et notamment les fumiers bovins (≈ 55 %), représentent une large majorité des PRO épandus en grandes cultures et 37 % de l'azote (N), 65 % du phosphore (P) et 79 % du potassium (K) utilisés en agriculture. Les matières non agricoles ne constituent quant à elles qu'approximativement 10 % des PRO épandus sur les surfaces des grandes cultures et ne représentent finalement que 2 % du N, 5 % du P et 3 % du K apportés sur les sols agricoles (Agreste, 2014).

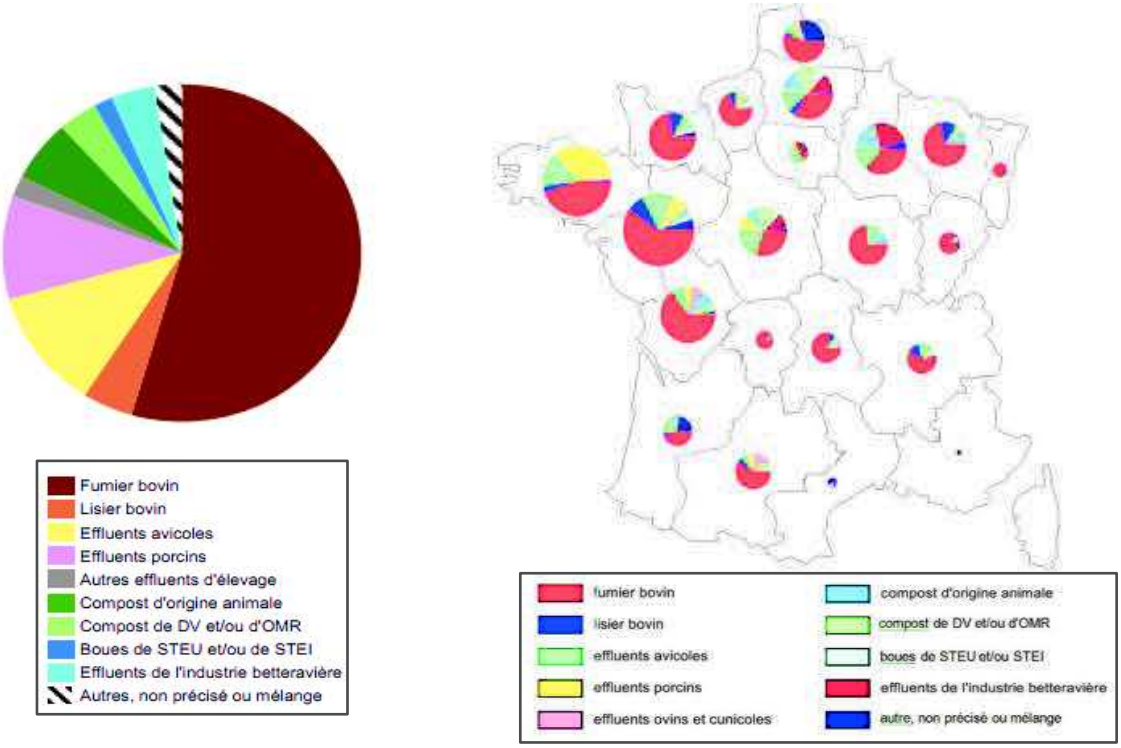


Figure 1.35 : Répartition géographique globale française, et par région, de l'épandage en grandes cultures des principaux types de PRO en 2011 (Agreste, 2014).
La taille des camemberts est proportionnelle à la quantité.

1.2.1.3 Composition physico-chimique moyenne des principaux types de PRO

Les caractéristiques physico-chimiques des PRO diffèrent logiquement en fonction de leur origine et du type de matière première les constituant, mais également au sein d'une même classe, notamment lorsque celle-ci subit un traitement comme le compostage ou ceux pouvant être appliqués aux boues de STEU par exemple (§ 1.2.1.1). De plus, les caractéristiques des PRO présentées ci-dessous sont tirées de références françaises, notamment parce que leur composition peut varier de façon non négligeable entre les pays du fait de différences dans les modes de production et les pratiques de gestion. Une grande diversité de composition est observée pour les effluents d'élevage, selon le type d'animal, son alimentation, la gestion de l'élevage et le fait qu'ils soient compostés ou non. Les tendances concernant chaque paramètre caractérisant la valeur agronomique des effluents d'élevage sont présentées dans le Tableau 1.2 (ESCo, 2014b).

Tableau 1.2 : Valeurs minimales et maximales des paramètres qui caractérisent la valeur agronomique des effluents d'élevages compostés ou non (références françaises tirées de ESCo, 2014b).

Déjections animales	pH	C/N	MS	MO	NTK	N-NH4	P	K	Mg	Ca
			% de MB		en g / kg de MB					
Min	6,5	2	1,1	1,17	0,9	0,1	0,2	0,35	0,18	1,1
max	8,8	26,1	85	63	46	22	17,5	19,9	4,8	75,9

Le terme « MB » fait référence à la matière brute du produit, également appelée matière fraîche (MF).

La composition des boues de STEU varie notamment en fonction de la qualité des eaux usées qui entrent dans la station et du type de traitement appliqué à ces dernières (Parnaudeau et al., 2004). Nous pouvons néanmoins identifier certaines tendances en fonction du type de boue considérés, avec des boues urbaines qui possèdent généralement un pH proche de la neutralité, des C/N relativement peu élevés, soulignant la faible stabilité de leur MO et de faibles teneurs en macroéléments P, K, Mg et Ca (Tableau 1.3). Les teneurs en MS initialement

faibles (< 5 %) des boues urbaines augmentent quant à elles au fur et à mesure des traitements destinés à diminuer le volume de matière par déshydratation, et qui engendrent de ce fait une concentration des teneurs en MO et macroéléments. Enfin, la stabilisation et l'hygiénisation des boues assurées par le chaulage augmentent considérablement le pH ainsi que les teneurs en MO et Ca (Tableau 1.3) (ESCo, 2014b).

Tableau 1.3 : Valeurs moyennes attribuées aux paramètres qui caractérisent la valeur agronomique des boues de stations d'épuration urbaines selon le type de traitement appliqué à ces dernières (références françaises tirées de ESCo, 2014b).

	pH	C/N	C %	MS	MO	NTK	N-NH4	P	K	Mg	Ca
				% de MB sauf *		en g / kg de MB (sauf * en g / kg MS)					
Boues urbaines	7,1 (6,3-7,1)	6 (5-8)	-	5,2 (1,4-5,2)	1,8 (0,96-3,7)	1,6 (0,6-4,1)	-	0,7 (0,2-2,1)	0,14 (0,07-0,6)	0,12 (0,06-0,3)	1,36 (0,1-3,4)
(* en g / kg MS)					59* (2-97)	57,1* (0,6-211)	18,6*	36,15* (0,07-257)	12,75* (0,35-464)	3,9*	66,45* (0,6-434)
Boues urbaines chaulées	-	12,5	32,5	-	-	24,9*	0,2*	-	-	-	-
Boues urbaines déshydratées	6-8	4-5	-	15-18	10 (8-11,5)	9 (7,4-12,8)	-	3,71 (1,88-6,02)	0,71 (0,35-1,56)	0,54 (0,36-0,72)	7,15 (2,8-11,4)
Boues urbaines épaissies	5,8-7,4	5,9 (4-6)	38,6 (36,9-40,3)	4,3-5,8	3,11 (2,5-3,6)	3,8 (2,4-7)	-	1,18 (0,92-1,4)	0,43 (0,21-0,57)	0,18 (0,06-0,36)	3,36 (2,3-4,4)
(* en g / kg MS)	-	-	-	-	-	70,6* (64-77,3)	6,5* (3,3-9,6)	-	-	-	-
Boues urbaines épaissies chaulées	12-13	10,4 (6-12)	22,1 (17,7-29,4)	20-30	11 (8,2-17)	9,3(7,7-13,2)	-	5,19 (2,3-9,6)	0,78 (0,3-1,6)	0,72 (0,3-1,7)	43,17 (25,9-83,6)
(* en g / kg MS)	-	-	-	-	-	20,8* (16,1-26,5)	0,3* (0,1-0,4)	-	-	-	-
Boues urbaines physicochimiques, épaissies, chaulées	-	15,9 (13-18,8)	31,8 (27,9-35,7)	27,9	-	20,4* (20,1-20,7)	1,6* (0,8-2,5)	-	-	-	-

Les données entre parenthèses représentent les valeurs minimales et maximales retrouvées dans la littérature pour un paramètre donné.

Bien que de nombreux matériaux puissent être soumis au processus de compostage (effluents d'élevage, boues de STEU, ordures ménagères, biodéchets issus de la FFOM, déchets verts, etc…), la variabilité de la composition physico-chimique des composts qui en résultent est en partie limitée par les normes qui encadrent le procédé et régissent leur qualité (Zdanevitch, 2012). En effet, la grande majorité des composts est caractérisée par un pH neutre à légèrement basique, des teneurs généralement élevées en MS et MO stable, faibles en azote ammoniacal et supérieures aux autres PRO concernant les macroéléments P, K, Mg et Ca (Tableau 1.4). Néanmoins, des différences de composition sont tout de même identifiables en fonction des intrants, du processus de compostage, des conditions climatiques et donc du degré de maturité du compost. Ainsi, les composts de déchets verts sont globalement assez pauvres en azote totale et en phosphore, mais possèdent un fort pouvoir amendant compte tenu de leur richesse en composés ligneux, et des teneurs élevées en magnésium et oligo-éléments. Ils sont régulièrement ajoutés aux autres produits pour obtenir un compost bien structuré. Un compost de boues de STEU contient quant à lui des teneurs élevées en MO facilement dégradable et en N minéral et des quantités importantes d'éléments majeurs N, P et K (Tableau 1.4), mais avec une biodisponibilité variable et donc une valeur fertilisante souvent réduite, bien que toutefois non négligeable (ESCo, 2014b).

Tableau 1.4 : Valeurs moyennes attribuées aux paramètres qui caractérisent la valeur agronomique des composts de boues et de déchets (références françaises tirées de ESCo, 2014b).

	pH	C/N	MS	MO	Ctot	NTK	N-NH4	P	K	Mg	Ca
			% de MB sauf *		en g / kg de MB sauf *						
Composts de déchets verts	8 (4,8-9)	13,5 (9,1-45,1)	56,6 (36,1-74,7)	23,9 (15,7-32,7)	-	8,33 (6-10,1)	-	1,85 (1,4-2,6)	4,21 (2,4-7,8)	2,25 (0,7-4,2)	35,9 (15,7-100)
(* en g / kg MS)	-	-	-	41,78* (14-93,4)	27,* (17,3-47,7)	13,77* (0,89-52,3)	0,77* (0-7,45)	4,03* (0-44)	9,75* (0,15-101)	1,89* (0,1-4,22)	28,34* (2,1-199)
Composts de boues	7,32 (4-8,6)	14,63 (6,6-65)	49,2 (28-86,9)	24,8 (15,5-34)	-	10,83 (5-29)	-	4,93 (0,5-12,3)	2,67 (0,92-6,9)	1,45 (0,6-2,5)	32,97 (12,8-66,9)
(* en g / kg MS)	-	-	-	61,5* (21-95)	28,6* (14,7-38,1)	17,21* (1,18-55,7)	2,1* (0,01-12)	11,1* (0,42-55,3)	3,87* (0,41-12,8)	1,65* (0,23-6,39)	27,5* (2,4-157)
Composts de biodéchets	8,51 (7,1-9,2)	13,07 (7,6-35,4)	62,29 (37,5-94,7)	29,3 (15,1-58,2)	-	10,1 (7,3-13,2)	-	3,23 (2,4-5,54)	9,3 (4,9-11,1)	3,92 (3,-6,5)	33,7 (25,8-48,7)
(* en g / kg MS)	-	-	-	45,7* (15,8-89,2)	24,1* (16,4-35,4)	13,9* (1,1-43,2)	0,1* (0-0,26)	3,11* (0,2-19,1)	4,51* (0,67-10,8)	4,05* (0,2-7,6)	29,57* (2,5-53)
Composts d'OM	8,24 (7-9)	16,6 (9,7-28)	65,7 (35-92)	20,7-23,5	-	4,4	-	1,48-1,66	2,98-3,9	4,4-4,7	36,6-40,6
(* en g / kg MS)	-	-	-	42,2* (17,4-71,2)	-	16,5* (7,3-23,2)	1,68* (0,02-4,2)	3,5* (1,6-6,5)	0,94* (5,6-15,4)	-	-
Composts de digestats de biodéchets		15,23 (8,8-23,3)	57,34 (45,7-82,7)	30,6 (19,2-58,4)	-	-	-	-	-	-	-
(* en g / kg MS)	-	-	-	50,7* (31,6-96,1)	-	15,9* (8,8-47,6)	-	5,04* (2,1-13,2)	9,89* (9,1-10,6)		

Les données entre parenthèses représentent les valeurs minimales et maximales retrouvées dans la littérature pour un paramètre donné.

1.2.2 Valeur fertilisante des PRO

La valeur fertilisante d'un PRO correspond à sa capacité à contribuer à la nutrition des cultures au travers de la fourniture d'azote et des principaux macroéléments, tels que le phosphore (P) ou le potassium (K). Elle diffère notamment selon son type, son origine et les processus de traitement subis en amont de son épandage.

1.2.2.1 Valeur fertilisante azotée

Chaque PRO contient de l'azote sous forme organique et/ou minérale en des proportions variables et possède par conséquent une valeur azotée qui lui est propre et qui peut même différer de façon non négligeable au sein d'une même classe (Figure 1.36) (Gutser et al., 2005). L'azote minéral est indispensable à la production végétale et peut soit être contenu initialement dans le PRO sous forme d'azote ammoniacal ou de nitrates, soit résulter du processus de minéralisation de l'azote organique (§ 1.1.3). L'efficience de l'azote apporté par le PRO peut cependant largement décroître au travers des pertes d'azote réactif du sol par volatilisation et lixiviation, qui impactent négativement l'économie de l'exploitation agricole et l'environnement.

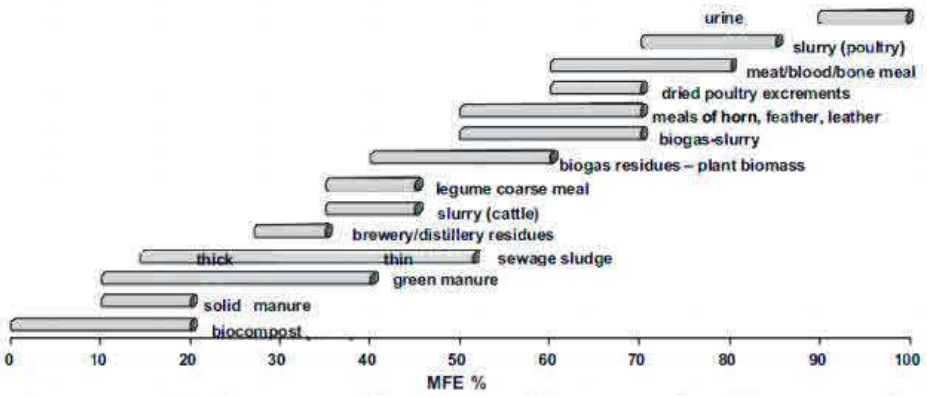


Figure 1.36 : Coefficient d'équivalence engrais de plusieurs PRO caractérisant la disponibilité de leur azote l'année suivant l'apport (Gutser et al., 2005).

1.2.2.1.A Minéralisation de l'azote organique des PRO

La composition des PRO et ce qui la régit, comme par exemple l'alimentation et les conditions d'élevage pour les effluents d'élevage, ou les matières premières et le stockage pour les boues de STEU et les déchets urbains, conditionnent leur aptitude à la minéralisation ou à l'organisation une fois incorporés au sol. Le traitement appliqué aux PRO (§ 1.2.1.1) a également une influence primordiale sur sa valeur azotée, avec notamment le procédé de compostage qui stabilise plus ou moins la matière organique des produits et réduit les quantités d'azote rapidement minéralisables (Amlinger et al., 2003 ; Francou et al., 2005), ou encore le séchage thermique (Tarrasón et al., 2008) ou la digestion anaérobie (Alburquerque et al., 2012). Il faut en outre noter que, comme souligné par Bernal et al. (1998) dans le cas de boues de STEU, des composts peu stabilisés sont susceptibles de provoquer une phase d'organisation de l'azote du sol au moment de leur incorporation.

Le ratio C/N du PRO est également un facteur corrélé à la minéralisation pouvant être induite par son apport (Sims et Stehouwer, 2008), bien que les mesures des teneurs en N total, N minéral ou encore en protéines des PRO restent nécessaires pour l'estimer plus précisément (Rowell et al., 2001 ; Webb et al., 2013).

De plus, l'analyse de la bibliographie montre que l'effet d'apports répétés d'amendements organiques stables sur la fourniture d'azote par le sol devient significatif à moyen/long terme et permet par conséquent d'économiser l'apport d'engrais azoté. En effet, les épandages périodiques de PRO lentement décomposables engendrent une augmentation du stock de matière organique humifiée du sol (qui se minéralise progressivement) et de son C/N au cours du temps (Chalk et al., 2013 ; Webb et al., 2013) (Figure 1.37).

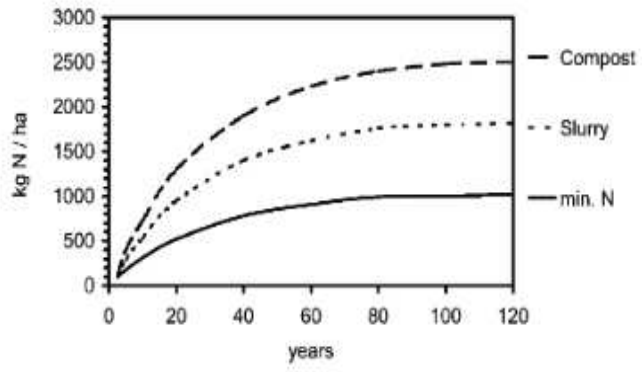


Figure 1.37 : Simulation de l'accumulation d'azote dans le sol suite à des apports annuels d'engrais azotés, de lisiers ou de composts à une dose de 100 kg N.ha^{-1}.an^{-1} (Amlinger et al., 2003).

Le cas des composts est particulièrement étudié, avec une minéralisation estimée de 2 à 15 % de leur azote organique l'année de l'apport puis entre 2 et 8 % les années suivantes, tandis que les PRO peu stables et qui minéralisent très rapidement une grande partie de leur azote organique (cas de la plupart des boues de STEU) possèdent généralement un effet résiduel négligeable (Amlinger et al., 2003).

1.2.2.1.B Volatilisation de l'azote ammoniacal

La volatilisation de l'azote ammoniacal présent dans le sol et les PRO apportés met en jeu des équilibres physico-chimiques et des processus de transfert dans les compartiments « sol-PRO » et « atmosphère » et est considérée comme très variable au champ, au vu des nombreux paramètres dont elle dépend (Sintermann et al., 2012). L'émission d'ammoniac est directement fonction de la texture et des teneurs en azote ammoniacal et en matière sèche des PRO et généralement très rapide durant les premières heures suivant l'apport (Thompson et Meisinger, 2002). Il est de plus clairement établi qu'un pH alcalin et une faible Capacité d'Échange Cationique (CEC) et force ionique du complexe sol-PRO ont tendance à favoriser les émissions d'azote ammoniacal (Sommer et al., 2003). Le climat joue également un rôle prépondérant avec une volatilisation qui augmente (*i*) de façon exponentielle avec la température et est donc quasiment nulle en hiver et maximale en été (Lauer et al., 1976 ; Sommer et al., 2003) ; (*ii*) avec la vitesse du vent, ce dernier participant au dessèchement de la surface du PRO et au transfert de NH_3 dans l'atmosphère (Sommer et Olesen, 2000) ; (*iii*) suite à l'absence de pluie (ou d'irrigation) après un apport, car celles-ci participent à l'infiltration dans le sol de l'azote ammoniacal de la fraction liquide du PRO épandu (Misselbrook et al., 2005). Enfin, les pratiques culturales du site ont aussi une influence, avec une volatilisation (*i*) d'autant plus forte que la dose de PRO apportée est élevée, bien qu'il n'y ait pas de relation systématique de proportionnalité (Thompson et al., 1990) ; (*ii*) plus élevée pour des épandages réalisés en début qu'en fin de journée (Sommer et Olesen, 2000) ; (*iii*) réduite en présence d'un couvert végétal dans le cas d'apport de lisiers (Ni et al., 2012) ; (*iv*) réduite suite à l'incorporation immédiate des PRO dans la couche de mélange via un travail du sol (Webb et al., 2010).

1.2.2.1.C Lixiviation des nitrates

L'apport de PRO également présente un risque concernant la lixiviation des nitrates et donc l'entrainement des ions NO_3^- par l'eau qui s'infiltre dans le sol au-delà de la zone racinaire. Cependant, et bien qu'il soit difficile de prédire la dynamique de minéralisation de l'azote organique des PRO sans outil de modélisation et donc de connaître précisément celle de mise à disposition de l'azote minéral pour répondre aux besoins des cultures (Webb et al., 2013), le risque de lixiviation peut être limité notamment en raisonnant l'apport en fonction de divers paramètres. Il a par exemple été montré qu'à dose égale d'azote apportée, un PRO dont la matière organique est plus stable engendre une lixiviation des nitrates plus faible sur le court/moyen terme en comparaison d'un PRO dont la MO se décompose rapidement comme les boues de STEU ou certains effluents d'élevage non compostés (Amlinger et al., 2003). L'influence de la dose de PRO épandue est également souvent étudiée et corrélée au type de PRO incorporé et à la culture en place ainsi qu'aux modalités d'apport, bien que l'effet limitant de la lixiviation des ions NO_3^- soit le drainage et donc directement influencé par le climat (Eriksen et al., 1999 ; Hepperly et al., 2009). De ce fait, la période d'épandage et les conditions météorologiques associées sont susceptibles d'influencer considérablement la lixiviation des nitrates observée suite à un apport. Certains auteurs préconisent d'apporter les PRO au printemps plutôt qu'à la fin de l'été ou durant l'automne, ces périodes nécessitant généralement l'implantation de CIPAN pour limiter la lixiviation (Askegaard et al., 2005).

Enfin, les apports répétés de PRO composés d'une matière organique stable (cas de la majorité des composts), et qui vont rejoindre le pool de MO humifiée du sol, impliquent aussi que cet azote organique lentement décomposable va être rendu disponible au fur et à mesure des années après épandage et peut de ce fait générer un surcroit de lixiviation des nitrates à long terme qui doit être pris en compte dans le plan prévisionnel de fumure (Chalk et al., 2013 ; Hepperly et al., 2009).

1.2.2.2 Valeur fertilisante phosphatée

Deuxième macroélément limitant la croissance des plantes après l'azote, le phosphore est pourtant l'élément nutritif majeur le moins accessible pour la culture en raison de sa faible disponibilité dans les sols (Vance et al., 2003). Comme il peut constituer un facteur limitant de la production agricole, l'utilisation massive d'engrais phosphatés s'est largement développée à partir du début du $XX^{ème}$ siècle pour augmenter le rendement (Cordell et al., 2009). Les PRO contiennent également du phosphore en quantité variable selon leur type et le traitement qu'ils ont subi (Morel et al., 2003). Leurs teneurs ne doivent pas dépasser 3 % de P_2O_5 sur la masse brute pour qu'ils puissent être qualifiés d'amendements organiques selon la norme NF U44-095 (AFNOR, 2002). Une partie largement majoritaire du P des PRO est initialement sous forme minérale (HPO_4^{2-} ou $H_2PO_4^-$) et donc immédiatement assimilable par les racines de la plante, au même titre que le P phytodisponible du sol, tandis qu'une fraction minoritaire est sous forme organique et va se minéraliser plus ou moins rapidement. Les épandages de PRO vont donc permettre un apport de P dont la disponibilité pour les plantes ne diffère finalement pas significativement de celle d'un engrais de référence (Achat et al., 2014 ;

Guivarch, 2001), mais doivent toutefois être raisonnés en fonction des quantités de C et de N également contenues dans le produit. Ces dernières sont en effet non seulement extrêmement variables selon le type de PRO mais représentent également une source de variabilité de la valeur phosphatée des PRO à court terme, en raison de l'influence des transformations de C et N dans le *continuum* PRO-Sol–Plante sur le prélèvement du P par la culture (Guivarch, 2001). Cette gestion des apports permettra notamment d'optimiser la production végétale tout en limitant les pertes d'ions phosphates ou nitrates vers les milieux aquatiques.

1.2.3 Valeur amendante des PRO

En plus de leur valeur fertilisante indispensable à la croissance et au développement des cultures, les PRO possèdent également une valeur amendante attribuée à l'augmentation plus ou moins marquée du taux de matière organique d'un sol concerné par des apports répétés et permettant ainsi d'en améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques et de lutter contre le changement climatique (Lal, 2004).

1.2.3.1 Méthodes et indicateurs

Pour permettre une évaluation de la valeur amendante d'un PRO, la méthode la plus largement utilisée consiste à étudier le potentiel de minéralisation du carbone organique au travers d'incubations en conditions contrôlées au laboratoire (XP U44-163, AFNOR 2009a) décrit au §5.1.3.1.B (Nicolardot et al., 1998).

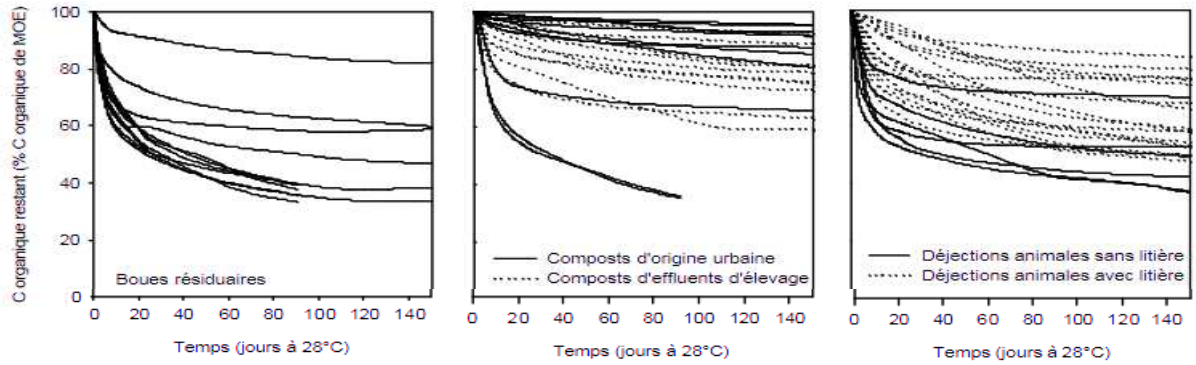


Figure 1.38 : Potentiel de minéralisation du carbone organique de certains PRO obtenu après incubations en conditions contrôlées réalisées au laboratoire (Lashermes et al., 2007).

Une discrimination peut donc être opérée entre un PRO dont la matière organique est stabilisée, par un procédé de compostage par exemple (Francou et al., 2005), et qui ne minéralise souvent qu'un faible pourcentage de son carbone organique l'année qui suit son apport, et une boue de STEU ou encore un fumier dont la MO est généralement moins stable et engendre une minéralisation d'une quantité bien plus conséquente du carbone organique que contient initialement le produit (Figure 1.38) (Lashermes et al., 2007).

Outre les résultats des cinétiques d'incubation, l'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO, en % de matière brute) est également un indicateur du potentiel amendant des PRO. Définit par l'Équation 1-1 (XP

U44-162 ; AFNOR, 2009b), il est fonction des résultats du fractionnement biochimique des PRO réalisé au laboratoire par la méthode van Soest, dont le protocole analytique est détaillé au § 5.1.3.1.A, et du coefficient de minéralisation du carbone organique obtenu au bout de trois jours d'incubation.

$$ISMO = 44.5 + 0.5 \times SOL - 0.2 \times CEL + 0.7 \times LIC - 2.3 \times Ct_3 \qquad \text{Équation 1-1}$$

avec SOL la fraction soluble à l'eau bouillante et dans un détergent neutre, CEL la fraction cellulose, LIC la fraction lignine et cutine et Ct_3 le coefficient de minéralisation du carbone au bout de trois jours d'incubation. L'ensemble des fractions et le Ct_3 sont donnés en % du carbone organique total contenu dans le PRO.

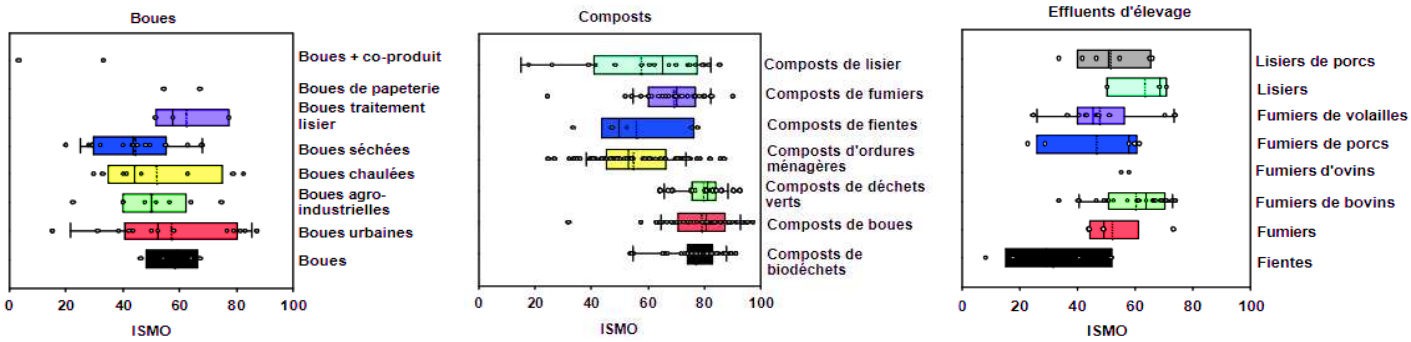


Figure 1.39 : Valeur d'ISMO associée aux principaux types de PRO étudiés dans la littérature (Lashermes et al., 2007).

La limite gauche de la boîte est définie par le premier quartile, la limite droite par le troisième quartile, la médiane est représentée par le trait fin qui partage la boîte et la moyenne par le trait en pointillés. Les valeurs extrêmes ne sont pas prises en compte.

Au final, plus l'ISMO d'un PRO est élevé, plus la valeur amendante de celui-ci va être importante, ses apports répétés contribuant par conséquent à l'entretien des stocks de matière organique du sol. C'est par exemple le cas de la majorité des composts de boues et de déchets verts dont l'ISMO (> 70 %) est généralement supérieur à celui d'une boue ou d'un effluent d'élevage n'ayant subi aucun traitement (≈ 40 à 50 %), du fait du processus de compostage qui stabilise la MO initiale du PRO (Figure 1.39) (Lashermes et al., 2007).

1.2.3.2 Impact des PRO sur les teneurs en carbone et la qualité de la MO du sol

Une grande majorité des études de longue durée réalisées *in situ* laissent apparaître une augmentation quasiment linéaire des teneurs en carbone dans l'horizon de surface d'un sol soumis à des apports de PRO les premières années suivant les épandages, ce qui n'est pas constaté lorsque le même sol est concerné uniquement par une fertilisation minérale (Pathak et al., 2011). Cependant, au bout d'un certain temps, un équilibre semble atteint en ce qui concerne la dynamique d'augmentation des stocks de MO du sol dans des conditions pédoclimatiques données (Figure 1.40) (Powlson et al., 2012).

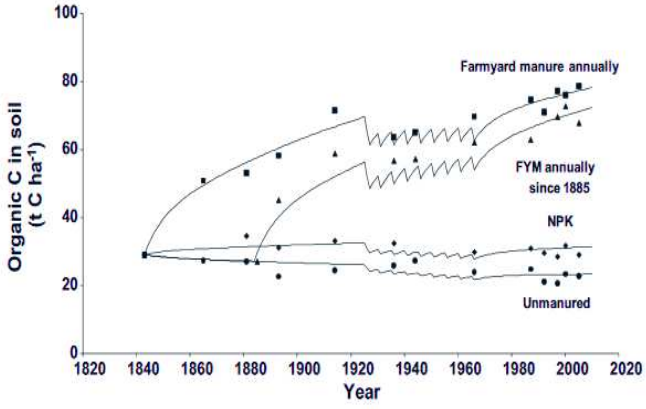


Figure 1.40 : Évolution des teneurs en carbone organique dans l'horizon de surface d'un sol concerné ou non par des apports de PRO et d'engrais NPK (Powlson et al., 2012).

Finalement, suite aux conclusions de nombreux travaux de la littérature et bien qu'une forte variabilité puisse être observée entre les PRO et au sein d'une même classe, notamment en fonction de la nature de leur MO et des conditions d'expérimentations, les composts semblent être les matières organiques exogènes les plus efficaces pour augmenter durablement les stocks de carbone des sols (Arthur et al., 2011 ; Diacono et Montemurro, 2010 ; Hemmat et al., 2010 ; Li et Evanylo, 2013). Le potentiel amendant des boues de stations d'épuration et des effluents d'élevage est plus contrasté, certaines études concluant à une augmentation de la teneur en matière organique du sol (Haynes and Naidu, 1998 ; Haynes et al., 2009) tandis que d'autres non (Adani et Tambone, 2005 ; Singh et Agrawal, 2008).

Additionnellement à l'influence sur le stock de matière organique des sols, l'apport de PRO est susceptible de modifier la qualité de cette MO au travers de l'évolution de ses caractéristiques et de sa distribution granulométrique au sein des différentes tailles d'agrégats (Adani et Tambone, 2005 ; Dungait et al., 2012).

1.2.3.3 Effet des apports de PRO sur la matière organique dissoute du sol

La Matière Organique Dissoute (MOD) est un mélange complexe et hétérogène dont une majorité des composés qui la constitue n'est pas structurellement identifiée à l'heure actuelle. De plus, elle ne représente qu'une fraction mineure de la MO du sol (entre 0.1 et 2 %), mais elle est une composante essentielle du cycle du carbone et influence de nombreux processus biogéochimiques tels que l'activité biologique du sol, le transport de polluants ou encore l'altération des minéraux (Chantigny, 2003).

Une grande partie de la MOD résulte de la solubilisation de la MO du sol qui provient elle-même principalement de la végétation ou de l'apport de matières organiques exogènes (Figure 1.41) (Bolan et al., 2011). Par conséquent, les épandages de PRO engendrent généralement une augmentation des teneurs en MOD de la solution du sol (Chantigny, 2003), bien que l'ensemble de la MOD du PRO ne semble pas accessible suite à son apport du fait de l'adsorption d'une partie sur les surfaces minérales du sol (Angers et al., 2006). L'impact réel des apports sur l'augmentation des teneurs en MOD dépend de (*i*) la période d'épandage ; (*ii*) la profondeur considérée, avec une élévation des teneurs en MOD constatée surtout dans l'horizon de surface ; (*iii*) la dose apportée avec une augmentation des quantités de MOD qui semble immédiate après l'apport mais qui revient ensuite progressivement à des valeurs proches des sols non amendés (Angers et al., 2006). Enfin, les apports répétés de PRO semblent modifier la composition chimique de la MOD et donc sa capacité à former des liaisons avec certains contaminants métalliques et organiques, risquant d'en impacter la dynamique et de favoriser la contamination des milieux aquatiques (Nebbioso et Piccolo, 2013).

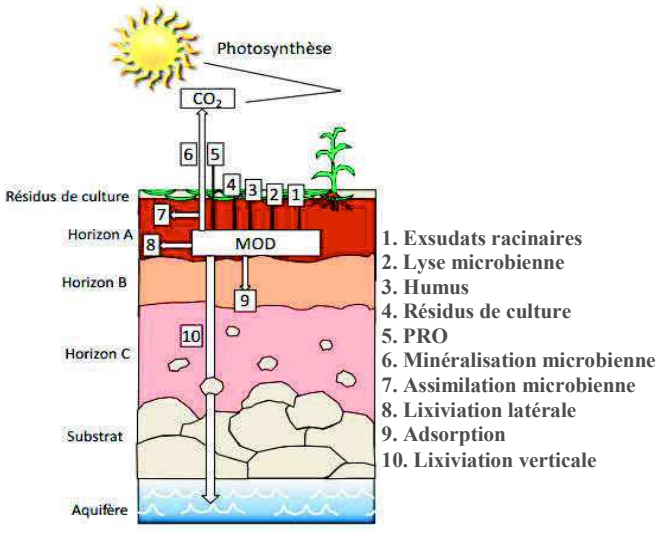


Figure 1.41 : Imports et exports de matière organique dissoute dans les sols agricoles (Bolan et al., 2011).

1.2.4 Impact sur les propriétés du sol

Comme nous l'avons vu au travers de leur double valeur agronomique (fertilisante et amendante), les PRO vont avoir une influence non seulement sur les teneurs en éléments minéraux du sol mais également sur les quantités et les propriétés de sa matière organique, impactant de ce fait les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol à plus ou moins long terme selon le paramètre étudié.

1.2.4.1 Propriétés chimiques

L'épandage répété de PRO riches en sels, comme peuvent parfois l'être certains lisiers et composts (Arthur et al., 2011), induit généralement une augmentation de la conductivité électrique des sols (Duong et al., 2012). En effet, à doses élevées, les apports de PRO ayant des concentrations importantes en ions (notamment Mg^{2+}, Ca^{2+}, Cl^- et HCO_3^-) entraînent une augmentation du niveau de salinité du sol, dont la valeur de conductivité électrique risque par conséquent de devenir supérieure au seuil de tolérance des cultures, fixé à 2 $dS.m^{-1}$ pour les plus sensibles (Wong et al., 1999). La conductivité électrique élevée de certains sols peut constituer un facteur limitant à l'apport de PRO et notamment de composts ou tout du moins de la dose à ne pas dépasser (Roca-Pérez et al., 2009). De plus, en cas d'apport massifs (> 100 T $MS.ha^{-1}$), les concentrations élevées en cations monovalents (K^+ et Na^+ notamment) accumulés peuvent provoquer (*i*) une dégradation de la structure du sol au travers de la présence d'une croûte de battance liée à une désagrégation du sol en surface ; (*ii*) une diminution de la conductivité hydraulique ; (*iii*) une dispersion des colloïdes du sol (Casado-Vela et al., 2006 ; Haynes et Naidu, 1998).

Les apports répétés de PRO peuvent également augmenter durablement le pH des sols amendés, surtout dans le cas de produits compostés (Hargreaves et al., 2008), le processus de compostage étant en effet responsable d'une augmentation du pH du PRO qui a principalement lieu durant la phase thermophile (Figure 1.29) (Albrecht, 2007). Cependant, l'épandage de PRO dont la matière organique est peu stabilisée (boues STEU, digestats bruts, etc…) engendre généralement de faibles diminutions de pH qui ne sont toutefois constatées qu'à court terme (Saviozzi et al., 1999).

Enfin, l'apport de composts engendre fréquemment une augmentation de la capacité d'échange cationique du sol du fait de l'incorporation de MO stable et donc de l'augmentation des stocks de carbone organique dans les sols mais également en conséquence de leur CEC ordinairement élevée (Aggelides et Londra, 2000 ; Diacono et Montemurro, 2010). Particulièrement marquée dans certains sols limoneux, cette élévation de la CEC peut se montrer proportionnelle à la dose d'apport (Hemmat et al., 2010), bien que cela ne soit pas systématique (Arthur et al., 2011), et ne semble réellement significative que dans le cas de doses épandues élevées et pour des sols finalement peu argileux (Chalhoub et al., 2013 ; Saviozzi et al., 1999).

1.2.4.2 Propriétés physiques

Dans la littérature, il est fait état d'un effet positif des apports répétés de PRO sur la stabilité structurale du sol au travers de l'augmentation de l'agrégation du sol et du pourcentage d'agrégats stables (Annabi et al., 2011 ; Diacono et Montemurro, 2010). De ce fait, comme initialement décrit par le schéma de Monnier (1965) et confirmé par les travaux de Abiven et al. (2009), un produit composté aura un impact relativement faible sur la stabilité structurale du sol mais avec une persistance dans le temps plus prononcée qu'un déchet qui se décompose rapidement et présente un effet marqué mais bien plus temporaire (Figure 1.42). Le traitement appliqué au PRO peut donc conditionner son effet sur la stabilité structurale du sol une fois incorporé, ce qui rejoint les observations réalisées par Ojeda et al. (2008) sur des boues de STEP.

En outre, il a été montré que l'augmentation de la stabilité structurale du sol est proportionnelle à la dose de PRO épandue (Aggelides et Londra, 2000) et que des apports répétés de quantités modérées sont plus efficaces que des apports massifs espacés dans le temps (N'Dayegamiye, 2006), notamment pour les composts (Annabi et al., 2011). L'augmentation de ce paramètre dépend également de la texture du sol, les effets les plus marqués ayant été constatés sur des sols argileux et limoneux (Aggelides et Londra, 2000 ; Annabi et al., 2011) bien qu'aux fortes doses, les différences entre types de sols soient moins soulignées (Abiven et al., 2009).

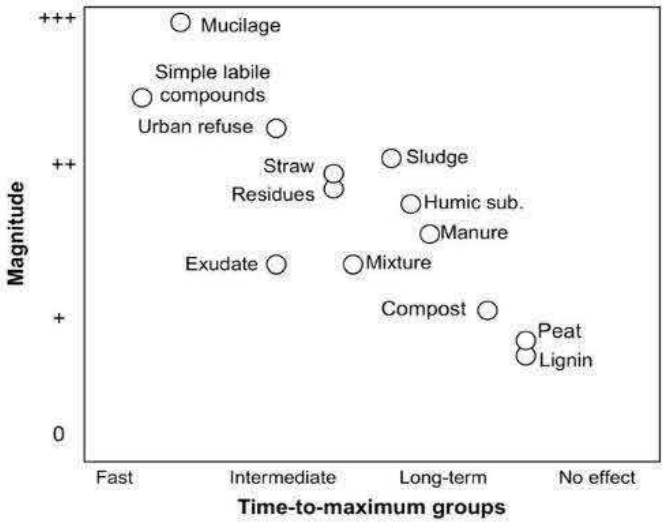


Figure 1.42 : Influence du type d'apport organique sur l'amélioration de la stabilité structurale du sol à plus ou moins long terme (Abiven et al, 2009).

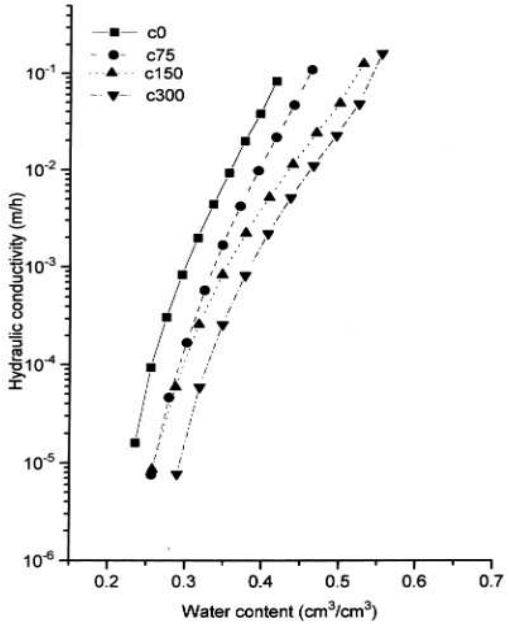


Figure 1.43 : Influence de l'apport de différentes doses de composts sur la conductivité hydraulique et la teneur en eau d'un sol limoneux (Aggelides et Londra, 2000).
c0, c75, c150 et c300 : doses de composts apportées en $m^3.ha^{-1}$.

En période de croissance active de la culture, une augmentation même transitoire de la stabilité structurale du sol se montre très intéressante, car elle permet une amélioration des facteurs de croissance qui contrôlent le développement de la plante (Debosz et al., 2002). Enfin, l'augmentation de ce paramètre peut également (*i*) réduire le risque de transfert de phosphore vers les milieux aquatiques en raison de la protection de cet élément assurée dans des macroagrégats plus stables (Wortmann et Shapiro, 2008) ; (*ii*) améliorer la porosité du sol du fait de l'obtention d'un meilleur état d'agrégation, associé à la présence d'une large gamme de pores inter- et intra-agrégats dont l'interconnexion assure une meilleure circulation des flux d'eau (Bronick et Lal, 2005).

L'augmentation significative de la macroporosité constatée après un apport de PRO (Pagliai et al., 2004) est due non seulement au meilleur état d'agrégation du sol, mais est également favorisée par la stimulation de l'activité lombricienne au travers des épandages répétés (Leroy et al., 2008). De ce fait, l'effet positif des apports de PRO sur la porosité est à l'origine d'une augmentation de la capacité d'infiltration du sol et de la conductivité hydraulique à saturation (Celik et al., 2004 ; Haynes et Naidu, 1998), bien que l'importante variabilité spatiale de cette dernière ne rende difficile la mise en place d'études précises la concernant (Khaleel et al., 1981). De plus, une augmentation de la capacité de rétention en eau du sol a été observée après des apports réguliers de PRO et notamment de boues et de composts (Celik et al., 2004) et attribuée à (*i*) l'accumulation de matière organique fraîche (donc non décomposée) vu que l'effet se dissipe de façon progressive avec la décomposition de la MO dans le sol (Camberato et al., 2006) ; (*ii*) la texture du sol, avec une augmentation de la teneur en eau à la capacité de rétention plus marquée que celle au point de flétrissement pour des sols à texture fine et inversement pour ceux à texture grossière (Khaleel et al., 1981). Aggelides et Londra (2000) montrent en outre que l'augmentation de la teneur en eau d'un sol limoneux suite à des apports de composts est proportionnelle à la dose épandue bien qu'associée à une diminution de la conductivité hydraulique (Figure 1.43). Certains auteurs montrent enfin l'absence d'influence d'apports d'effluents d'élevage sur la capacité de rétention en eau du sol (Haynes et Naidu, 1998).

Une diminution de la masse volumique apparente (ρ_b) du sol est usuellement constatée dans la littérature suite à l'apport de PRO. Celle-ci est essentiellement liée à (*i*) l'effet de dilution engendré par le mélange de la fraction minérale du sol avec des molécules organiques moins denses (Haynes et Naidu, 1998) ; (*ii*) l'augmentation de la porosité du sol. Cette baisse de ρ_b est particulièrement marquée lors de l'incorporation de doses élevées de composts de fumier ou de boues notamment (> 75 T MS.ha^{-1}) (Wong et al., 1999) et finalement peu soulignée lors d'apports répétés à long terme de quantités de composts inférieures à 20 T MS.ha^{-1} (Arthur et al., 2011; Chalhoub et al., 2013).

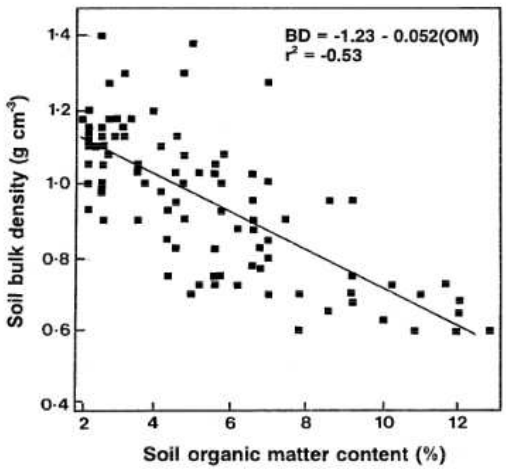


Figure 1.44 : Relation entre masse volumique apparente et teneur en MO sur des sols ayant reçu des apports croissants de fumier (Haynes et Naidu, 1998).

De plus, la littérature fait parfois état d'une relation de proportionnalité entre la ρ_b et la dose de PRO épandue sur sol limoneux (Aggelides et Londra, 2000), l'effet de cette dernière pouvant même prévaloir sur celui lié aux différences entre PRO (Hemmat et al., 2010). En outre, certains travaux mettent en évidence la présence d'une régression linéaire entre la teneur en matière organique d'un sol concerné par des apports croissants de PRO et sa ρ_b, bien que l'estimation soit de moins en moins précise au fur et à mesure que la teneur en MO du sol diminue (Bhogal et al., 2011; Haynes et Naidu, 1998) (Figure 1.44).

Enfin, les apports de PRO semblent permettre la mise en place des opérations culturales dans une gamme de teneur en eau du sol plus élevée au travers de la diminution de la résistance à la pénétration et de la compaction du sol engendrée sur des parcelles amendées (Edwards, 2010; Hemmat et al., 2010).

1.2.4.3 Propriétés biologiques

Le sol comporte une grande diversité d'organismes vivants (animaux, végétaux, champignons, bactéries, etc…) qui, bien qu'abondants, ne représentent qu'une faible proportion de la matière organique du sol et dont le nombre diminue avec la profondeur et principalement selon la distribution du carbone organique aisément assimilable. Ils sont pourtant les principaux acteurs du fonctionnement du sol en contribuant de manière directe et/ou indirecte (*i*) à la fertilité physico-chimique des sols (fonctionnement des cycles du C, N, P, stabilité structurale, porosité, lutte contre l'érosion) ; (*ii*) à la fertilité biologique des sols (protection des cultures) ; (*iii*) au devenir des polluants dans les sols et dans les compartiments de la biosphère pouvant être associés à une contamination (atmosphère et hydrosphère notamment).

Les conclusions de la bibliographie indiquent que l'apport de PRO engendre une augmentation de la biomasse microbienne du sol au travers non seulement d'une stimulation de la microflore indigène suite à un apport de carbone (Pérez-Piqueres et al., 2006) mais également de la présence de micro-organismes dans les PRO (Ros et al., 2006). Les effets des composts sont en général les plus persistants, de par le relargage progressif des nutriments après décomposition de leur MO (Bastida et al., 2012), et les études s'accordent sur la présence d'un impact d'autant plus marqué que la dose d'apport est grande (Balota et al., 2012). De plus, l'épandage répété de PRO n'a pas systématiquement d'effet sur la diversité structurale (nombre et type d'espèces), fonctionnelle (population impliquée dans une fonction donnée) et métabolique (capacité à utiliser certains substrats) des communautés microbiennes du sol, les résultats des travaux scientifiques étant relativement hétérogènes à ce sujet (Poulsen et al., 2013 ; Ros et al., 2006 ; Vieublé-Gonod et al., 2009). Enfin, un impact positif des PRO a été souligné concernant l'activité globale de la biomasse microbienne du sol en surface, avec une stimulation de la respiration basale qui peut atteindre un facteur 9 en comparaison d'un sol non amendé (Bastida et al., 2007), et sur les activités enzymatiques dont l'augmentation peut être ou non corrélée avec celle de la biomasse microbienne (Franco-Otero et al., 2011).
Toutefois, dans le cas où l'activité des micro-organismes du sol est stimulée, une accumulation de molécules hydrophobes peut être engendrée et conduire à une amélioration de la stabilité structurale du sol, du fait de la résistance à l'éclatement conférée aux agrégats et d'une diminution de la vitesse de pénétration de l'eau dans ces derniers. En contrepartie, une baisse de la conductivité hydraulique, de la porosité et de la capacité de rétention en eau du sol est généralement observée (Liu et Haynes, 2011).

Les résultats du faible nombre de travaux traitant des impacts des PRO sur la faune du sol sont finalement contrastés, avec, le plus souvent, soit une stimulation (Bulluck et al., 2002 ; Butt, 1999) soit une absence d'effet (Hu et Qi, 2010 ; Treonis et al., 2010) sur l'abondance et la diversité (structurale fonctionnelle et métabolique) des populations de lombrics, acariens et nématodes du sol.

Certains produits résiduaires organiques possèdent en outre la faculté de protéger certaines plantes contre les maladies, au travers notamment de la stimulation de la microflore du sol et de l'apport de substances antagonistes des pathogènes (Litterick et al., 2004). La matière organique des composts a en effet été désignée

par Bonanomi et al. (2007) comme étant la plus suppressive, avec plus de 50 % de cas où l'apport a généré une protection effective des cultures, cette dernière étant parfois absente suite à l'épandage du même produit non composté. Néanmoins, dans certains cas, les PRO peuvent également représenter un danger pour les plantes en étant à l'origine d'effets phytotoxiques (Griffin et Hutchinson, 2007) ou en influençant négativement la croissance de la culture au travers du pH et de la salinité du sol (Brinton et al., 2005). Enfin, bien que l'influence de l'apport de PRO sur le développement des populations d'adventices dans les champs semble négligeable (Cook et al., 2007), l'azote libéré par ces derniers semble pouvoir favoriser davantage les adventices que la culture en place dans certains cas (Blackshaw et al., 2005).

1.2.5 Principaux contaminants contenus dans les PRO

Bien que les apports de PRO comportent de nombreux bénéfices pour les propriétés physico-chimiques des sols au travers des valeurs amendantes et fertilisantes qu'ils possèdent, ils induisent également des risques pour l'environnement, la santé humaine et la qualité des aliments au travers du transfert des contaminants minéraux, organiques et biologiques contenus dans les PRO dans les différents compartiments de la biosphère.

Présents principalement sous formes (*i*) soluble à l'eau ; (*ii*) échangeable ; (*iii*) lié à la MO, les Éléments Traces Métalliques (ETM) le plus souvent quantifiés dans les PRO (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, nickel, sélénium et zinc) sont contrôlées par les réglementations en vigueur pour les boues d'épuration (arrêté du 08/01/1998 et NF U44-095) et les amendements organiques (NF U44-051).
Du fait des rejets anthropiques, les ETM sont souvent retrouvés en quantités non négligeables dans les eaux usées urbaines et, par conséquent, dans les boues de STEU, bien que leurs concentrations soient dépendantes des traitements qui leur sont appliqués (Andrés et al., 2011). Entre 1992 et 2009, une diminution globale des teneurs en ETM retrouvées dans les boues urbaines (sauf Cu) est observée et particulièrement marquée pour Cd, Cr, Hg et Pb (Tableau 1.5). Les teneurs en ETM d'une grande majorité de boues sont de plus inférieures aux seuils réglementaires fixés par l'arrêté du 08/01/1998 et témoignent d'une amélioration généralisée de la qualité des boues de STEU concernant ce paramètre (Tableau 1.5) (SOGREAH, 2007 ; ESCo, 2014b). Il est de plus souvent montré dans la littérature que le traitement physico-chimique appliqué n'a pas réellement d'influence sur le contenu en ETM des boues, contrairement à la qualité de l'eau entrant dans la station d'épuration (Tu et al., 2012). Néanmoins, les concentrations en ETM dans les boues de STEU sont souvent supérieures à celles initialement présentes dans les sols, conduisant à une augmentation du contenu en ETM du sol après épandage (Smith, 2009).
De plus, le fait que l'alimentation des élevages soit souvent complémentée en Cu et Zn engendre des teneurs supérieures aux seuils réglementaires retrouvées dans les effluents pour ces deux éléments (SOGREAH, 2007).

Tableau 1.5 : Évolution des teneurs moyennes en ETM retrouvées dans les boues de STEU épandues en France entre 1992 et 2009 (ESCo, 2014b).

Année de la référence	Pays	As	Cu	Hg	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn	Se
1992-1994	France	Nd*	334 (n=236)	2.7 (n=227)	5.3 (n=224)	80 (n=235)	39 (n=236)	133 (n=234)	921 (n=237)	7.4 (n=35)
1995	France		257.5 (n=350)	2.24 (n= 350)	3.67 (n=350)	66.7 (n=350)	32.85 (n=350)	175 (n=350)	1005 (n=350)	
1997	France		258 (n=350)		3.7 (n=350)	67 (n=350)	33 (n=350)	175 (n=350)	1005 (n=350)	
1998-2000	France		287.3 (n=4307)	1.7 (n=4272)	1.6 (n=4218)	41.2 (n=4186)	24.8 (n=4209)	83.3 (n=4212)	629.9 (n=4288)	3.1 (n=853)
2000	France		297		1.9	44	27	85	677	
2001	France		293 (n=60)	2.2 (n= 60)	2.6 (n=60)	49 (n=60)	28 (n=60)	67.5 (n=60)	813 (n=60)	
2004	France		226.241 (n= 207)	2.694 (n=208)	1.992 (n=208)	33.928 (n=208)	18.717 (n=208)	67.285 (n=208)	1202.166 (n=208)	
2005	France		330	2.3	2.5	50	40	90	800	10
2009	France		375.603 (n=1699)	0.766 (n=1660)	1.081 (n=1660)	31.031 (n=1660)	21.365 (n=1661)	41.525 (n=1660)	632.935 (n=1659)	
Seuil réglementaire en France			1000	10	10	1000	200	800	3000	

Les traitements biologiques affectent quant à eux non seulement les teneurs en ETM des PRO mais également leur spéciation du fait de modifications apportées au pH et à la composition de la MO du sol. En effet, alors qu'un phénomène d'accumulation des métaux est souvent constaté après méthanisation (Andrés et al., 2011), le compostage induit généralement (*i*) une diminution des teneurs en ETM dans les boues, du fait d'un phénomène de dilution induit par le mélange de cette dernière avec un coproduit moins chargée (Ughetto, 2012) ; (*ii*) une concentration des ETM induite par la minéralisation de la MO des composts de biodéchets et déchets verts mais dont la qualité répond généralement aux exigences de la norme NF U44-051 (Zdanevitch, 2012). Le compostage engendre en outre une augmentation de la complexation des métaux avec la MO stabilisée, réduisant la mobilité et la phytotoxicité des ETM de façon croissante avec le degré de maturité du compost (Smith, 2009).

Tableau 1.6 : Évolution des teneurs moyennes en ETM retrouvées dans les composts de boues de STEU épandus en France entre 1997 et 2010 (ESCo, 2014b).

Année de la mesure	Contenus en éléments traces métalliques (mg/kgMS)								
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Se
1997	1,62 (n=91)	50.59 (n= 96)	152,136 (n= 99)	2,2 (n= 84)	25,81 (n=95)	61,81 (97)	404.92 (n=99)	3.3 (n=12)	4.02 (n=12)
2006	0.9±0.45 (n= 20)	29.5±12.4 (n= 20)	197±98 (n= 20)	0.7±0.36 (n= 20)	20±8 (n= 20)	87±47 (n= 20)	385±187 (n= 20)	2.1±2 (n= 20)	0.62±0.64 (n= 20)
2010	1.17 (n= 2840)	35.96 (n= 2827)	327.10 (n= 2844)	0.90 (n= 2827)	20.70 (n= 2828)	48.70 (n= 2833)	611 (n= 2833)		
Norme Française boues compostées	3	120	300	2	60	180	600		12

Nous pouvons également noter qu'entre 1997 et 2010, une baisse des teneurs en ETM est généralement observée dans les boues compostées, hormis pour Cu et Zn dont les concentrations sont encore souvent supérieures à celles fixées par la norme NF U44-095 (Tableau 1.6) (ESCo, 2014b).

Les PRO d'origine urbaine sont également susceptibles de contenir des contaminants organiques (Olofsson et al., 2012), comme les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et les PolyChloroBiphényles (PCB), polluants ubiquistes dont la majorité des émissions est d'origine anthropique et dont la principale voie d'exposition pour les humains est représentée par l'alimentation (Domingo et Bocio, 2007 ; Srogi, 2007).
Leurs teneurs dans les PRO sont toutefois réglementées en France, contrairement à de nombreux autres contaminants organiques qui y sont également quantifiés, comme les PolyChloroDibenzo-p-Dioxines/Furanes (PCDD/F), les retardateurs de flamme (PolybromoDiphénylEthers (PBDE) et TétraBromoBisPhénol A

(TBBPA), par exemple), les tensioactifs (alkylphénols, nonylphénols), les plastifiants ou encore les pesticides. Un consensus est établi dans la littérature, selon lequel les boues de STEU sont des *media* de choix pour un suivi des évolutions des teneurs en polluants organiques, car elles sont le reflet des activités anthropiques et permettent la mise en évidence de tendances généralement à la baisse pour de nombreuses molécules dont les PCB et PCDD/F, notamment suite à leur interdiction ou restriction croissante depuis ces trente dernières années (Olofsson et al., 2012 ; Zennegg et al., 2013).
De plus, la France étant le quatrième consommateur mondial de médicaments, le suivi des concentrations en composés pharmaceutiques dans les PRO est en plein boom depuis la dernière décennie, notamment dans les boues de STEU et les effluents d'élevage, du fait que les résidus médicamenteux sont essentiellement excrétés dans les selles et les urines et peuvent ensuite être transférés dans l'environnement, et particulièrement dans les milieux aquatiques, après épandage sur les sols (Heberer, 2002).

Au travers de leur utilisation croissante dans de nombreux procédés de fabrication et des risques écotoxiques que peut présenter leur transfert des PRO vers les différents compartiments de l'écosystème, les nanoparticules, retrouvées notamment dans les boues de stations d'épuration, font l'objet d'études récentes. Celles-ci n'ont pour l'instant souligné qu'un risque marginale pour les sols sur lesquels ont été épandus ces PRO, bien que leur implication environnementale ne soit pas encore complètement connue à l'heure actuelle (Gottschalk et al., 2013 ; Keller et Lazareva, 2014).

Enfin, les excréments pouvant être une source d'agents pathogènes notamment pour l'animal et l'homme, leur présence dans les effluents d'élevage et les boues de STEU est particulièrement étudiée. Les principaux agents biologiques pathogènes retrouvés dans les PRO à partir des travaux effectués jusqu'à présent comportent (*i*) les bactéries, avec les *Salmonella* et les *Escherichia coli* ; (*ii*) les parasites, avec les helminthes et les protozoaires ; (*iii*) les virus, avec le rotavirus et le norovirus ; (*iv*) les prions (Sidhu et al., 2001 ; Sidhu et Toze, 2009). Les traitements biologiques appliqués aux PRO (compostage, méthanisation, chaulage) rendent généralement inactifs la plupart des agents pathogènes et notamment les formes végétatives des bactéries, du fait de l'hygiénisation assurée principalement par la montée en température lors du processus de dégradation de la MO. Toutefois, la difficulté à maintenir des valeurs optimales concernant les paramètres de fonctionnement de ces processus, comme par exemple ceux du compostage, en tout point de l'andain, peuvent induire un risque de développement de certaines bactéries dans le produit (Wichuk et McCartney, 2007).

Conclusion

| I | L'intensification récente de la fertilisation des sols agricoles, matérialisée notamment au travers de l'utilisation excessive d'engrais azotés synthétisés par le procédé Haber-Bosch à partir de 1950, a engendré une surabondance problématique des formes réactives de l'azote à l'échelle du globe, qui échappe dans une large mesure à l'intention initiale et provoque une fertilisation involontaire des milieux naturels.

| II | L'Union européenne est l'illustration de cet emballement avec des apports anthropiques d'azote qui représentent cinq fois ceux issus des processus naturels, bien qu'une légère diminution des pertes azotées des terres arables soit observée depuis la fin des années 1990. Celle-ci est le fruit des avancées réalisées en termes d'agriculture raisonnée et de la mise en œuvre d'une politique gouvernementale européenne de plus en plus stricte concernant la lixiviation des nitrates, reconnue comme étant la destination principale du surplus azoté issu de l'agriculture. La pollution des eaux douces et souterraines européennes par les nitrates est principalement réglementée par la Directive Nitrates (91/676/CEE), qui enjoint les états membres à désigner des zones vulnérables et a permis, en l'espace de 20 ans, de réduire non seulement les pertes de nitrates des sols agricoles mais également les émissions de NH_3, N_2O ou NO_X, par effets synergiques.

| III | Près de 70 % de la SAU de territoire national est classée en zone vulnérable à la pollution nitrique et fait l'objet de la mise en place de programmes d'actions dans le cadre de la Directive Nitrates. Les nombreuses mesures prises semblent ainsi avoir un impact positif sur la diminution des teneurs en nitrates dans les eaux de surface françaises, mais bien plus difficilement visible sur celles des eaux souterraines, compte tenu des vitesses de migration de l'eau dans le sol et la zone saturée.

| IV | Le suivi de la contamination nitrique des eaux en Alsace est d'autant plus important que la nappe d'Alsace, qui permet d'assurer 75 % des besoins en eau potable de la région, est une ressource naturelle particulièrement vulnérable du fait de sa faible profondeur et sensible aux pollutions générées par les activités anthropiques. Finalement, bien qu'une légère amélioration globale de la qualité de la nappe phréatique puisse être caractérisée depuis 1991, des efforts restent à poursuivre pour aboutir à une gestion adaptée des terres agricoles sur l'ensemble du territoire de la région permettant de reconquérir le bon état de la nappe et d'améliorer subséquemment celui de l'eau potable, notamment dans le Haut-Rhin où 17 % de la population est encore desservie par une eau dont la teneur moyenne en nitrates était supérieure à 25 mg $NO_3^-.L^{-1}$ en 2014.

| V | En plus des risques associés aux rejets des formes réactives de l'azote dans l'environnement, la fertilisation excessive à l'aide d'engrais minéraux provoque à terme une diminution des teneurs en matière organique des sols ayant des conséquences néfastes sur les propriétés des sols et les émissions de gaz à effet de serre. La valorisation en agriculture des déchets d'origine agricole, urbaine et industrielle, dont le tonnage annuel s'élève à environ 800 Mt, s'est par conséquent dévelopée avec, en 2011, 26.5 % de la surface

des grandes cultures concernée par des épandages de PRO dont 10 % d'origine non agricoles (déchets urbains, boues de STEU, etc…).

| VI | Les caractéristiques physico-chimiques des PRO dépendent de leur origine, du type de matière première les constituant et du ou des (post-) traitement(s) appliqué(s) ou non à ces derniers avant leur épandage sur les sols agricoles. Elles influencent donc leur valeur fertilisante azotée, qui distingue une fourniture directe importante en azote liée à la minéralisation à court terme de la MO rapidement décomposable des PRO peu stables (boues urbaines par exemple), de celle à moyen/long terme des PRO dont la MO est stabilisée par un processus tel que le compostage (Tableau 1.7). L'efficience de l'azote apporté par le PRO peut cependant largement décroître du fait de pertes d'azote réactif du sol par volatilisation et lixiviation. Celles-ci impactent négativement l'économie de l'exploitation agricole et l'environnement et sont influencées par les propriétés de la MO du PRO (Tableau 1.7), les conditions climatiques et les pratiques culturales du site, bien qu'il soit possible de limiter les risques en raisonnant la dose et la période d'apport.

| VII | Chaque PRO possède également une valeur amendante spécifique dont la caractérisation est ordinairement réalisée au travers de l'étude du potentiel de minéralisation du carbone organique ou par la détermination de sa valeur d'ISMO, toutes deux opérées à partir d'analyses effectuées au laboratoire. Il est souligné dans la littérature que les épandages répétés de PRO, et notamment ceux dont la MO est stabilisée, engendrent une augmentation du stock de matière organique humifiée du sol, qui se minéralise progressivement. Les composts sont reconnus comme étant les matières organiques exogènes les plus efficaces pour augmenter durablement les stocks de carbone des sols agricoles (Tableau 1.7).

| VIII | La double valeur agronomique des PRO impacte également les propriétés physiques (stabilité structurale, ρ_b, conductivité hydraulique, etc…), chimiques (pH, CEC, etc…) et biologiques des sols concernés par des épandages répétés. Soulignés dans le Tableau 1.7, ces effets sont constamment positifs sur les propriétés du sol dans le cas d'apport de composts dont la MO est stabilisée et généralement plus contrastés dans le cas de PRO dont la MO est rapidement décomposable, comme les boues brutes de STEU ou les digestats de méthanisation. Il faut également noter que la mise en évidence de l'efficacité d'un PRO est d'autant plus significative que le niveau initial de la propriété considérée est faible.

| IX | Les effets bénéfiques des apports de PRO peuvent toutefois être contrebalancés par le risque de transfert, dans les différents compartiments de la biosphère, des contaminants minéraux, organiques et biologiques qu'ils contiennent. Du fait des rejets anthropiques, la présence d'ETM, d'HAP, de PCB, de composés pharmaceutiques et d'agents pathogènes est souvent soulignée, notamment dans les boues de STEU, et à des concentrations supérieures à celles initialement présentes dans les sols, conduisant à une augmentation du contenu en contaminants du sol après épandage. La gestion des apports de PRO doit ainsi être raisonnée de manière précise pour atteindre le meilleur compromis permettant de maximiser les effets bénéfiques des apports tout en limitant les effets néfastes pour l'homme et l'environnement.

Tableau 1.7 : Caractérisation de la valeur fertilisante et amendante des principaux types de PRO valorisés en agriculture, de l'influence de leurs épandages répétés sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols agricoles et des effets environnementaux associés concernant la volatilisation et la lixiviation des formes réactives de l'azote et du phosphore (ESCo, 2014b).

Effet / Mafor	Augmentation du stock de MO du sol	Effet sur les propriétés chimiques du sol (CEC, pH, conductivité)	Effet sur la stabilité de la structure du sol	Effet sur les propriétés hydriques du sol	Effet sur l'activité biologique du sol	Valeur fertilisante N	Valeur fertilisante P	Valeur fertilisante K	Effet sur les maladies fongiques et/ou les nématodes des plantes	Emission de N_2O	Volatilisation de NH_3	Lixiviation de NO_3	Lixiviation de P	Génération de MOD
Lisiers (porc ou bovin)	--	-- Conductivité, pH	-	--	+	+++	++	++	0	++	++	++	ε/+	++
Fumier	++	+ pH, CEC	++	+	+++	-/+→++	++	++	+	+	+++	++	ε/+	++
Fientes	--	-- pH	ε	ε	+	+++	++	++	0	+	++	++	ε/+	+
Compost d'effluent d'élevage	++	+ CEC	++	++	++	+→++	++	++	-	+	+		ε/+	+
Boues brutes	+	? - pH	+	ε	+++	+++	+++	+	0	++	++	++	ε/+	++
Boues compostées	+++	+ CEC	++	++	++	+→++	++	+	-	+	++/+++	+	ε/+	+
Boues chaulées	+	+++ pH	++	+	+	++	+	+	0	?	+++	+	+	+
Boues séchées thermiquement	+	ε	ε	?	+	+	++	+	?	?	0/ε	+	+	?
Digestats bruts (liquides)	+	-- Conductivité, pH ?	-- ?	-- ?	+	+++	++	+	0	++	++	++	+	++
Digestats solides	++	ε	++	+	+	++	++	+	-	+	+/++	++	+	++
Digestats compostés	+++	+ CEC	++	++	+	+→++	++	+	--	+	0/ε	+	ε	+
Composts DV	+++	+ CEC	++	++	+	ε→++	+	+	---	0	?	+	ε	+
Composts Biodéchets	+++	+CEC	++	++	+	ε→++	+	+	---	+	ε	+	ε	+
Composts OM	++	+ pH	++	++	++	+→++	+	+	-	+	+	+	0	++
Cendres biomasse	0	+ pH	0	0	0	0	+	+++	0	0	0	0	+	0

Cellules blanches : effets généralement observés à court terme ; Cellules grises : effets généralement observés à long terme
+ : effet positif ; -: effet négatif ; 0 : pas d'effet ; ε : effet négligeable.

CHAPITRE 2.

2 ESSAI AGRONOMIQUE ET DISPOSITIFS DE MESURE

Présentation du site expérimental et description du sol étudié

2.1.1 Présentation générale et objectifs de la plateforme expérimentale

La plateforme expérimentale de l'INRA de Colmar permet, depuis 2000, l'étude des impacts de l'épandage agricole de produits résiduaires organiques sur la qualité des sols, des eaux et des cultures. L'expérimentation, conduite dans des conditions voisines des pratiques agricoles locales et sans irrigation, est implantée sur une parcelle du domaine expérimental agronomique et viticole de l'INRA de Colmar (68, X = 48.059260, Y = 7.327959), d'une surface utile de 2.24 ha, orientée est-ouest, plane à déclivité faible à nulle (Image 2.1). Cette parcelle, homogène et naturellement bien drainée, repose sur des limons profonds caractéristiques de la zone pédoclimatique (§ 2.1.2).

La plateforme fait partie d'un réseau d'expérimentations coordonné par l'INRA de Grignon et reconnu depuis 2007 comme Observatoire de Recherche en Environnement « *Produits Résiduaires Organiques* » (ORE PRO) par l'INRA et labellisé en tant que Système d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement (SOERE) par l'Alliance nationale de recherche pour l'Environnement (AllEnvi) depuis 2010. Depuis 2013, le SOERE-PRO est un réseau de quatre sites principaux complémentaires (Qualiagro en Ile de France, plateforme PRO'spective de Colmar en Alsace, EFELE en Bretagne, Site de La Mare à la Réunion) qui partagent un même cahier des charges et sont instrumentés de la même manière (stations météorologiques, pluviomètres, plaques lysimétriques, tensiomètres, capteurs de teneur en eau, chambres de mesure d'émission de gaz, etc...) et trois sites associés (La Bouzule en Lorraine, Couhins en Aquitaine, Gampéla au Burkina Faso) (Annexe 2.A). Ces sites, conçus à l'échelle de la parcelle, permettent de mesurer, depuis plus de 15 ans pour certains, l'évolution sur le long terme des différents compartiments (sol, plante, eau, air, PRO) d'un agrosystème soumis à épandage. Ils permettent ainsi de répondre de manière exhaustive aux questions posées par le recyclage agricole des PRO et notamment concernant leurs effets sur les agrosystèmes, prenant en compte la nécessité d'une échelle de temps longue imposée par les pratiques d'apports, pour préciser des effets positifs ou négatifs, dans une optique d'évaluation coûts-bénéfices et d'amélioration des pratiques agricoles.



Image 2.1 : Vue satellite de l'unité expérimentale de l'INRA Colmar avec la mise en évidence en rouge de l'essai principal, des cases lysimétriques et de la station météorologique (24/06/2010).

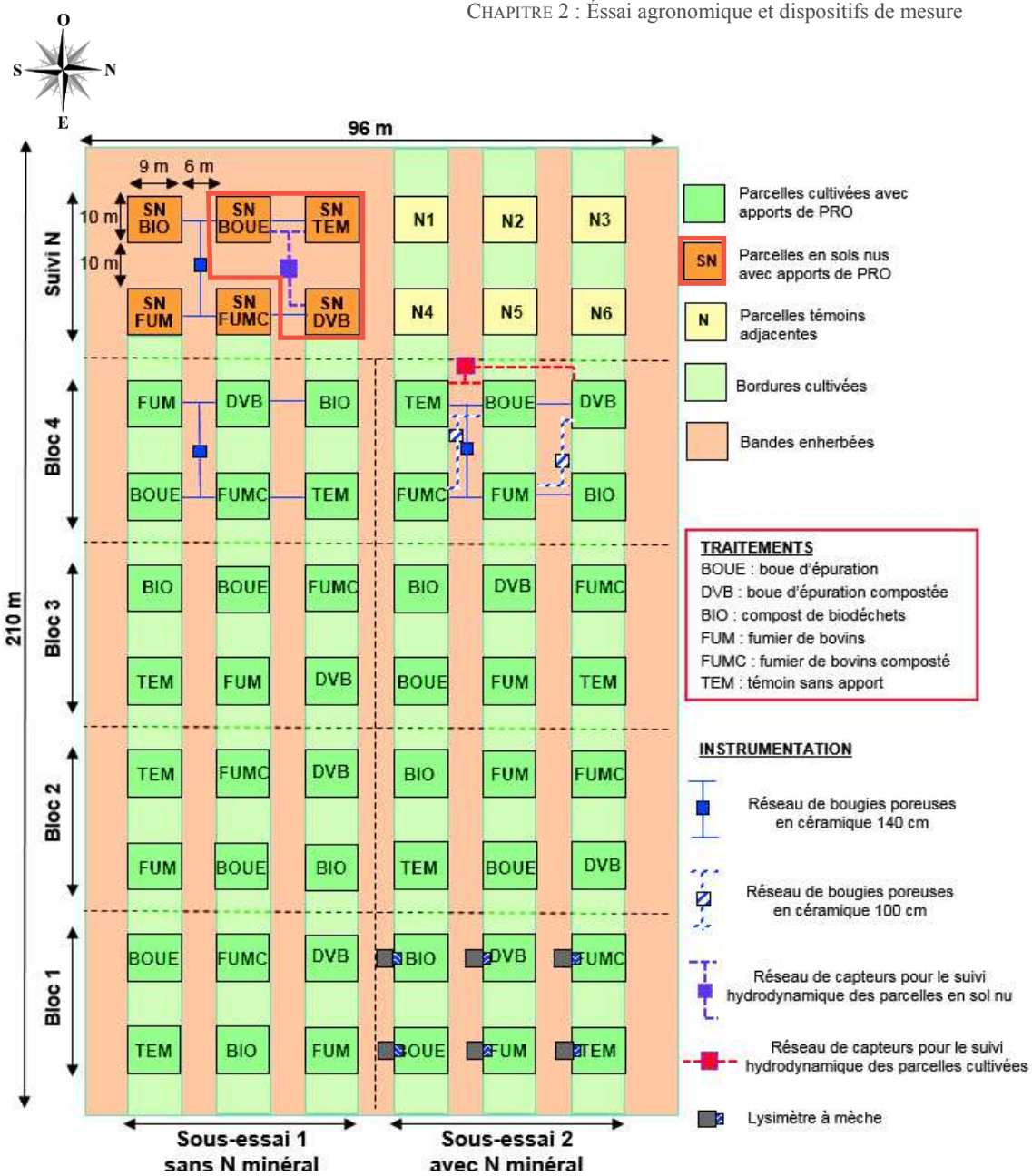


Figure 2.1 : Plan du dispositif longue durée de plein champ de la plateforme expérimentale de l'INRA Colmar.

Le dispositif expérimental de la plateforme PRO'spective comprend un essai central partagé en deux sous-essais de type « bloc Fischer » à quatre blocs, et deux essais adjacents sans répétition (Figure 2.1). Chacune des parcelles élémentaires fait 10 m de longueur et 9 m de largeur pour permettre l'utilisation des matériels de grande culture, soit 90 m^2 de surface brute. Des bordures cultivées, de mêmes dimensions, et des allées enherbées, de 6 m de largeur, isolent chaque parcelle élémentaire. L'ensemble du dispositif couvre 2.016 ha.
Deux facteurs sont étudiés sur le dispositif, le principal étant le type de PRO épandu tous les deux ans. Il comporte six modalités avec (*i*) une boue urbaine déshydratée (BOUE) ; (*ii*) la même boue urbaine compostée avec des déchets verts (DVB) ; (*iii*) un compost de biodéchets issus d'une collecte sélective de la FFOM (BIO) ; (*iv*) un fumier de bovin (FUM) ; (*v*) le même fumier de bovin composté (FUMC) ; (*vi*) un témoin sans apport de PRO (TEMOIN). Ce premier facteur est croisé avec un second correspondant à la complémentation minérale azotée (engrais) qui subdivise par conséquent l'essai en deux sous-essais, avec le premier sans complémentation minérale azotée, ce qui permet de discriminer les différents PRO épandus en évaluant et en comparant leur valeur agronomique. Le second sous-essai permet de se positionner en conditions normales d'utilisation des PRO, proches des pratiques agricoles, soit dans des conditions de fertilisation *a priori* similaires et optimales pour la croissance de la culture dans les différents traitements. Ce dispositif permet d'étudier les impacts environnementaux éventuels liés à la présence de micropolluants dans les PRO épandus. Les dosages de micropolluants (ETM et CTO) dans les sols et les cultures sont réalisés uniquement sur le second sous-essai. À noter que la complémentation minérale est ajustée selon le coefficient apparent d'utilisation de l'azote de chaque PRO et le calcul du bilan prévisionnel d'azote dans les sols. Deux dispositifs annexes sont également associés à la plateforme expérimentale avec d'une part six parcelles élémentaires sans complémentation minérale mais concernées par les apports de PRO et maintenues en sol nu pour évaluer l'impact des seuls apports organiques sur la qualité des sols et des eaux (Figure 2.1). Trois parcelles en sol nu (BOUE, DVB et TEMOIN) sont concernées par ce travail de thèse et ont été instrumentées avec du matériel de suivi hydrodynamique (§ 2.4). D'autre part, six parcelles élémentaires avec apports d'engrais sont cultivées sans épandage de PRO mais avec rotation de la complémentation minérale (parcelles N sur la Figure 2.1). Chaque année, deux parcelles ne sont pas fertilisées en azote minéral et sont destinées à évaluer la fourniture en azote du sol, sans PRO ni engrais, une année donnée.

Concernant les cultures, une succession maïs grain–blé d'hiver–betterave sucrière–orge de printemps brassicole est mise en place depuis 2001 (Figure 2.2). Son choix repose sur la diversité et la représentativité régionale des cultures et des produits transformés issus des récoltes. Seule l'orge brassicole n'est pas représentative des pratiques régionales, car elle n'entre pas dans les rotations alsaciennes, mais son implantation sur l'essai est liée au partenariat développé avec les Brasseries Kronenbourg au niveau de l'évaluation de la valeur technologique des cultures.

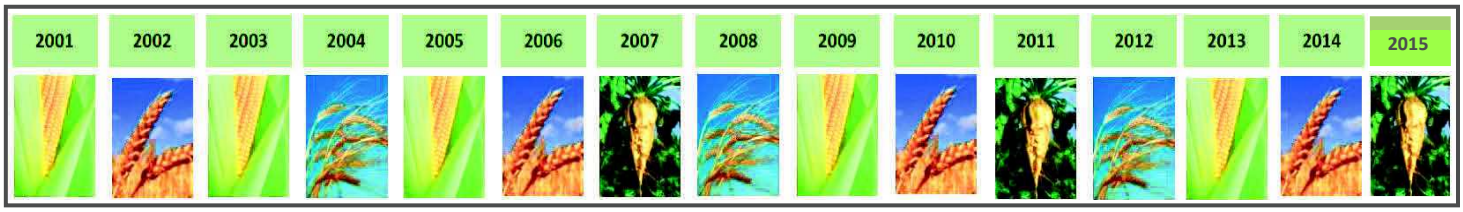


Figure 2.2 : Rotations culturales mises en place sur les parcelles du dispositif expérimental de 2001 à 2015.

Outre l'instrumentation des parcelles en sol nu, détaillée au § 2.4.2, 18 parcelles élémentaires sont équipées, de 3 bougies poreuses SPS 200 depuis 2001 (Figure 2.1). Composées d'une céramique (Ø 63 mm) fixée à l'extrémité d'une canne PVC creuse (Figure 2.3-A), elles permettent de prélever la solution du sol à une profondeur donnée pour suivre la qualité de l'eau susceptible de rejoindre la nappe phréatique. Le prélèvement s'effectue en appliquant une succion créée dans la canne à l'aide d'une pompe à vide (PAV 2000), forçant la circulation de l'eau contenue dans le sol à travers la céramique vers l'intérieur de la canne. Au bout de 48 h l'eau contenue dans la canne peut être transférée vers un flacon de collecte au moyen d'une pompe à pression. Ces bougies poreuses sont implantées à environ 140 cm de profondeur (Figure 2.3-A) sur 6 parcelles en sol nu, 6 parcelles cultivées avec azote minéral et 6 parcelles cultivées sans azote minéral (bloc 4, cf. Figure 2.1). Trois bougies poreuses sont également implantées à 100 cm de profondeur dans chacune des 6 parcelles cultivées avec complément azoté minéral du bloc 4 (Figure 2.1).

De plus, en novembre 2009, les 6 parcelles cultivées avec complémentation en azote minéral du bloc 1 (Figure 2.1) ont été chacune équipée de deux plaques lysimétriques de surface 25x25 cm, installées à 45 cm de profondeur (Figure 2.3-B) pour permettre le prélèvement de l'eau drainée sous l'horizon labouré.

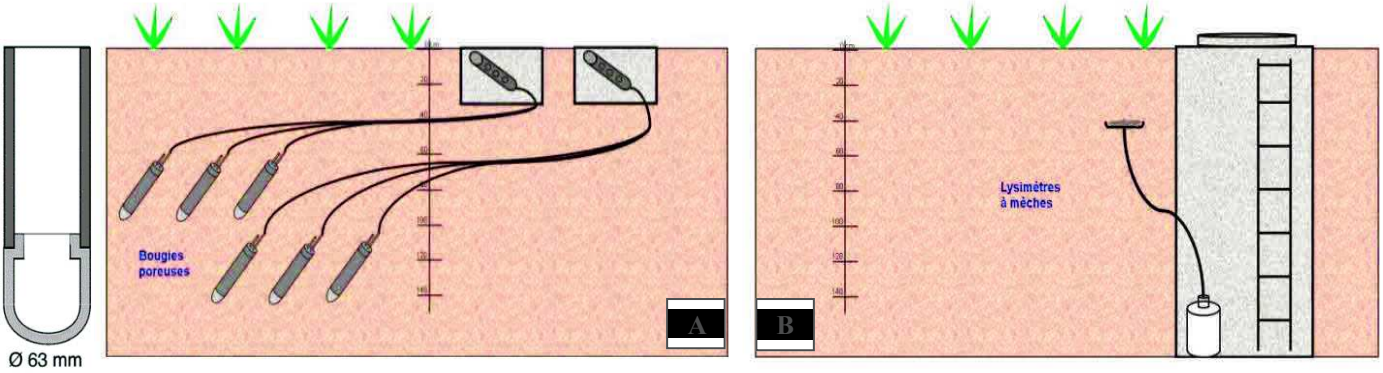


Figure 2.3 : Bougie poreuse SPS 200-63 et lysimètres à mèches instrumentant certaines parcelles du dispositif de plein champ.

Enfin, six cases lysimétriques complètent le dispositif expérimental de plein champ et doivent notamment permettre de décrire plus finement les flux d'eau à travers un sol supposé identique à celui des parcelles de la plateforme. Également étudiées dans le cadre des travaux de thèse, les caractéristiques du sol des cases lysimétriques et les évolutions chronologiques concernant leur instrumentation sont détaillées au § 2.5.

2.1.2 Caractéristiques du sol

La plaine d'Alsace est un fossé rhénan qui s'est effondré à l'Oligocène séparant ainsi 2 massifs montagneux : les Vosges et la Forêt Noire. La plaine du Rhin, aujourd'hui constituée d'alluvions carbonatées d'origine alpine, a ensuite subi plusieurs transgressions marines au Nord d'abord puis au Sud. À la fin du Tertiaire et au début du Quaternaire, le soulèvement des Vosges et de la Forêt Noire a eu deux effets : (*i*) d'une part, il a entraîné plusieurs phases de plissement et d'érosion du Jura et du Sundgau, qui était alors un plateau calcaire, mais également le relèvement du cours du Rhin qui rejoint alors la Saône via l'actuelle vallée du Doubs. L'érosion

intense ayant lieu à cette époque est à l'origine de la formation du cailloutis du Sundgau ; (*ii*) d'autre part, il provoque l'amplification du système de failles en bordure du fossé rhénan qui conduit à la création de plusieurs champs de fractures : Saverne, Ribeauvillé et Guebwiller notamment (ARAA, 2012). Par la suite, l'affaissement du fossé rhénan au Quaternaire donne au Rhin son cours actuel. Les formations rhénanes sont progressivement dessalées. Enfin, les dépôts de lœss ont lieu durant les périodes glaciaires du Quaternaire et masquent totalement ou en partie les formations sédimentaires en place. Aujourd'hui, le relief est décomposé d'Ouest en Est en 3 grands ensembles géographiques avec (*i*) le plateau lorrain ; (*ii*) la montagne des Vosges et du Jura ; (*iii*) le fossé rhénan. Ceux-ci sont subdivisés en huit Grands Domaines Morphologiques (GDM, cf. Figure 2.4) et 38 Petits Domaines Morphologiques (PDM, cf. Annexe 2.B).

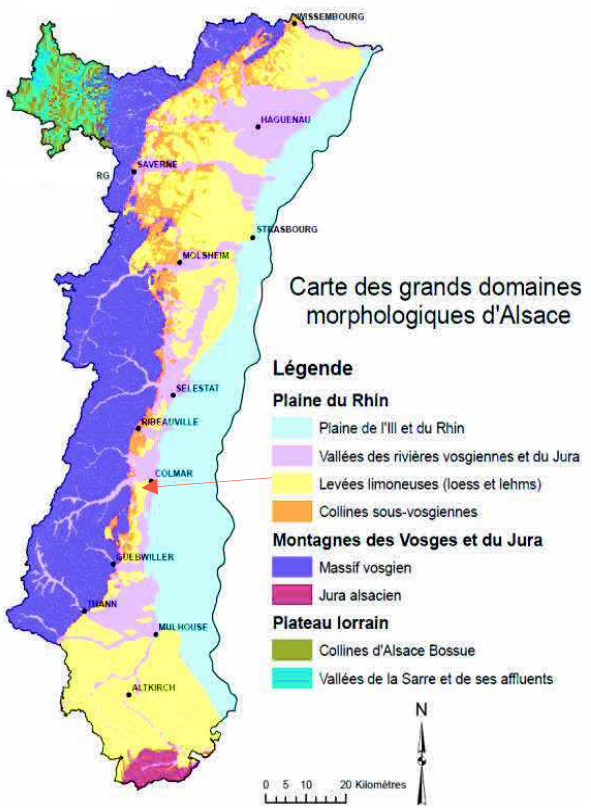


Figure 2.4 : Les huit grands domaines morphologiques des sols d'Alsace (ARAA, 2012).

Le sol étudié dans le cadre de ce travail (localisé par la flèche rouge sur la Figure 2.4 et en Annexe 2.B) se situe en bordure de la plaine du Rhin, cette dernière constituant plus de 2/3 des sols d'Alsace. Il fait en effet partie des sols issus des levées limoneuses d'apport éolien (PDM 11, cf. Annexe 2.B) et plus précisément de l'Unité Cartographique de Sols (UCS) dénommée « sols bruns calcaires limoneux profonds sur lœss ». UCS la plus représentée en Alsace, celle-ci s'étend sur 74 905 ha soit environ 9% de la surface des sols de la région (ARAA, 2012).

La réalisation d'une description morphologique du *solum* de trois parcelles du site expérimental (Bloc 4 T101, T102 et T105) a été effectuée en mai 2005 (sous implantation de maïs, cf. Figure 2.2) par deux pédologues (J.P. Party et D. Leclercq). Elle a permis la caractérisation du profil de sol au travers de la mise en évidence de cinq horizons de référence sur la profondeur 0–200 cm et sa conceptualisation et schématisation (Annexe 2.C) sous la forme d'un *solum*-concept visible sur la Figure 2.5.

Le premier horizon, dénommé LAca (0–30 cm), correspond à l'horizon soumis au travail du sol (L) et dont la morphologie et le fonctionnement sont par conséquent périodiquement artificialisés par les pratiques agricoles du dispositif expérimental. Situé à la partie supérieure du *solum*, cet horizon comporte également un mélange de matières organiques et minérales qui forme un complexe stable et présente une structure grumeleuse à polyédrique. Le complexe argilo-humique est saturé, principalement par Ca^{2+} (horizon Aca biomacrostructuré ; Baize et Girard, 2008) (§ 3.2.1.1.A). Sur 30–60 cm, nous retrouvons un horizon A biomacrostructuré situé directement sous le précédent ainsi qu'un horizon structural S calcaire (Sca) qui est également constaté sur 60–120 cm. Ce dernier met en évidence le processus de brunification en lien avec l'altération des minéraux primaires, se traduisant par une structuration pédologique généralisée et une couleur différente de celle du

matériau parental. Le complexe argilo-humique reste toujours saturé par Ca^{2+}. Sur 120–160 cm, nous observons une transition progressive entre l'horizon structural S et un horizon C calcaire (Cca), horizon minéral de profondeur n'ayant pas acquis de structuration pédologique généralisée et dont les constituants ont subi une fragmentation importante et/ou une certaine altération géochimique dans toute leur masse. Entre 60 et 160 cm (Sca–SCca), nous constatons (*i*) de nombreux pseudomycéliums, signes d'une accumulation de calcaire matérialisée par la présence de fins filaments blancs ; (*ii*) des concrétions calcaires, généralement appelées « poupées de lœss » et retrouvées dans la partie basse des profils d'accumulation de lœss (Baize, 2004 ; Kaemmerer et al., 1991). Enfin, l'horizon IIDcx marque une discontinuité à la base du *solum*, avec sa composition sablo-caillouteuse en provenance des alluvions de la Fecht. La couche D est en effet caractéristique de matériaux durs fragmentés, puis déplacés ou transportés, non consolidés, formant un ensemble pseudo-meuble où les éléments grossiers dominent (Baize et Girard, 2008).

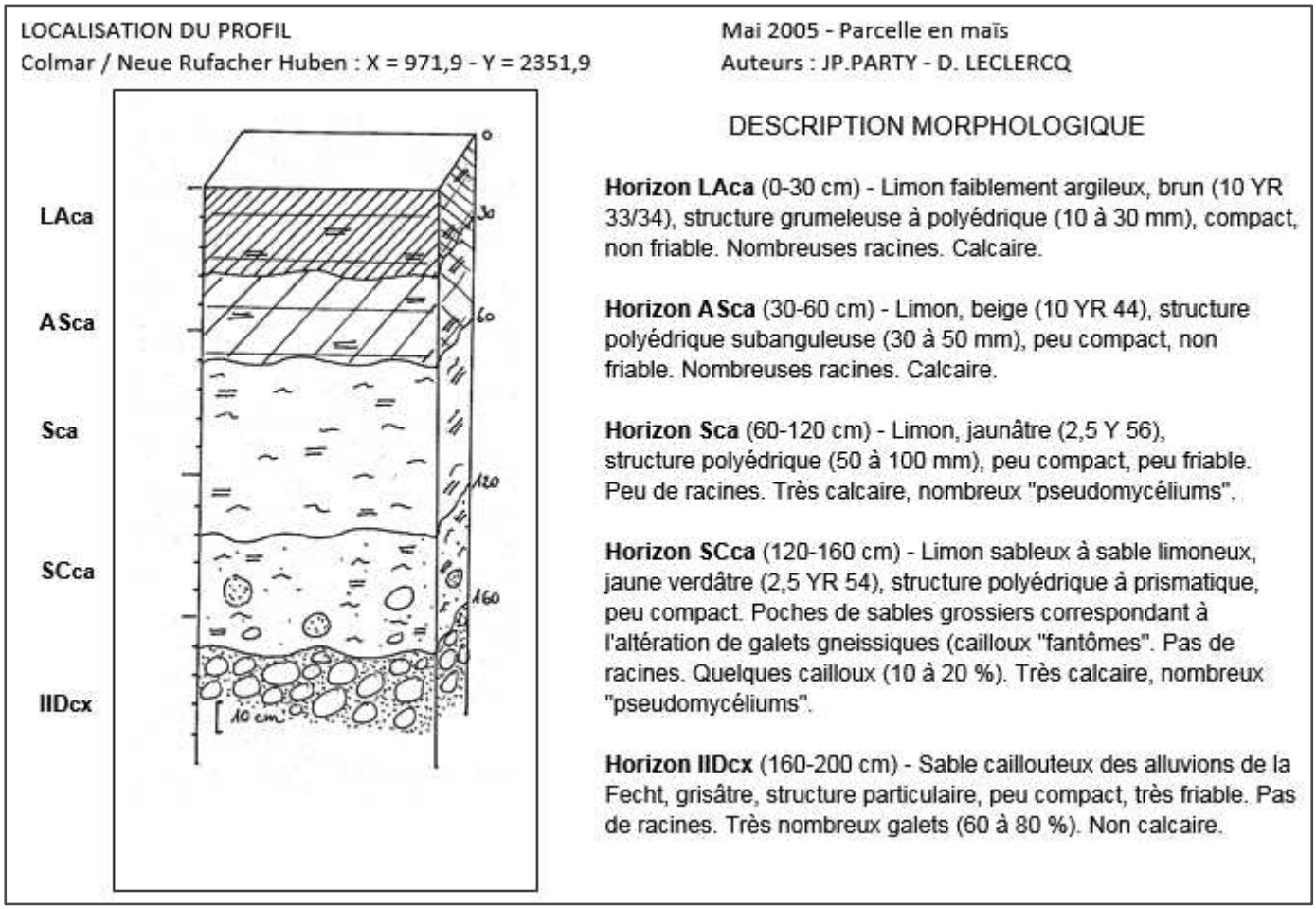


Figure 2.5 : *Solum*-concept et mise en évidence des horizons de référence composant le profil 0-200 cm d'une parcelle du site expérimental.

Finalement, le rattachement du sol de cette parcelle, décrite comme homogène et naturellement bien drainée, au Référentiel pédologique (Baize et Girard, 2008) est le suivant : « *Sol limoneux faiblement argileux à limoneux calcaire profond sain sur loess, reposant en profondeur sur alluvions sablo-caillouteuses de la Fecht* » ou encore « *CALCOSOL issu de loess, sur alluvions sablo-caillouteuses de la Fecht* ».

Caractéristiques des Produits Résiduaires Organiques épandus

En 2014, les 79 ouvrages d'épuration collectifs du Haut-Rhin ont déclaré une production globale de 15 155 tonnes de matière sèche de boues, dont 7 types se partagent principalement le paysage (Figure 2.6). La part des boues destinées à être valorisées en agriculture prend de plus en plus d'importance au fil des années et représente actuellement plus de la moitié du devenir des boues produites dans le Haut-Rhin (Figure 2.7) (SMRA, 2014).

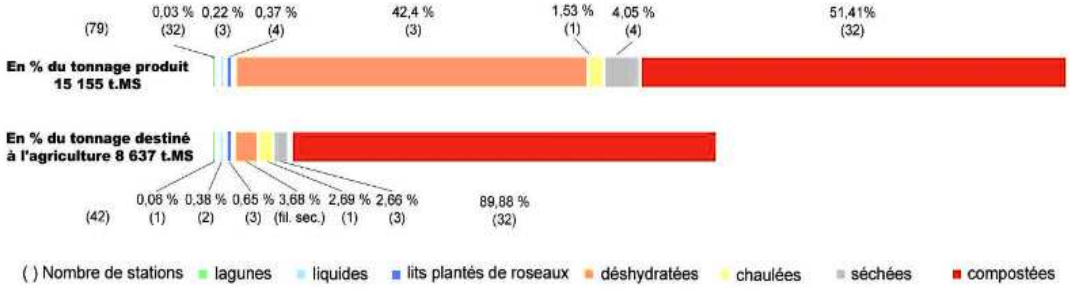


Figure 2.6 : Typologie des boues produites dans le Haut-Rhin en 2014 (SMRA, 2014).

Le PRO BOUE épandu sur la plateforme depuis 2001 (8 apports) provient de la station d'épuration de Colmar gérée par le Syndicat Intercommunal de Traitement des Eaux Usées de Colmar et Environs (SITEUCE) et représente approximativement 20 % de la production de matière sèche annuelle départementale. Il s'agit d'une boue de station d'épuration urbaine (STEU) activée par aération prolongée et déshydratée par centrifugation (Annexe 2.D) et qui possède le statut de déchets selon l'arrêté du 08/01/1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles. Ce type de boues représente plus de 40 % du tonnage des productions réalisées en 2014 (Figure 2.6) mais seulement 4 % de celles destinées à l'agriculture car près de 90 % de ce tonnage sont compostés avant l'épandage.

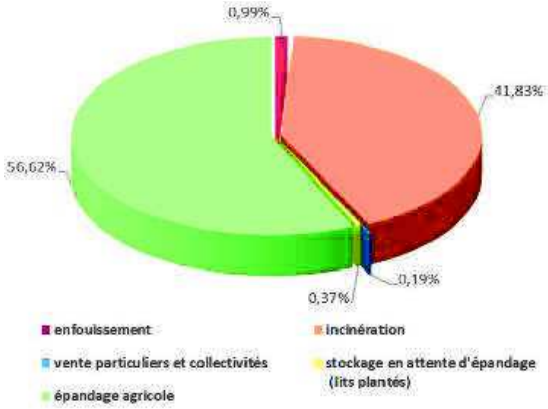


Figure 2.7 : Destination des boues produites dans le Haut-Rhin en 2014 (SMRA, 2014).

Le compost DVB apporté sur les parcelles du site expérimental possède le statut de produit (ou amendement organique) selon la norme NF U44-095 rendue d'application obligatoire par arrêté du 18/03/2004. Le compost épandu entre 2001 et 2011 (6 apports) est principalement composé de boues de STEU de Colmar, de déchets verts, de copeaux et de rafles de maïs et provient d'une station de compostage située à Cernay (68). Le procédé de fermentation dure de 4 à 6 semaines et consiste en une aération forcée sans retournement tandis que l'étape de maturation est réalisée sous abri durant 2 mois. Un criblage (à 17.5 ou 25 mm selon les années) entre les deux phases de compostage est également mis en place et permet de séparer une fraction fine (le compost) d'une fraction grossière (le refus de criblage), réintégrée en début de compostage (Annexe 2.D). Le DVB épandu en 2013 et 2014 est toujours un mélange de boue de la STEU de Colmar et de déchets verts et rafles de maïs, mais provient du biosite des Acacias, plateforme de compostage des déchets organiques de Réguisheim (AGRO-LOGIC 68).

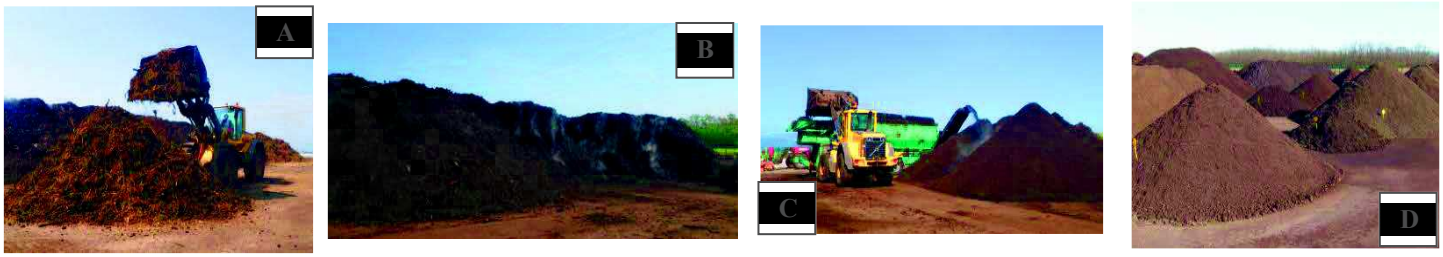


Image 2.2 : Procédé de compostage mis en place sur la plateforme de Réguisheim.

Composé d'approximativement 45 % de boues de STEU, 35 % de refus de criblage et 20 % de déchets verts (et d'une petite quantité de rafles de maïs en 2013) (Image 2.2-A), un procédé de compostage en andain est opéré avec une phase de fermentation (Image 2.2-B) d'une durée de 4 à 6 semaines, qui comporte 2 à 4 retournements en fonction de la saison (Annexe 2.D). Ces derniers sont déclenchés pour que les différents andains aient toujours le même stade d'évolution au moment du criblage (20 mm, cf. Image 2.2-C). Enfin, l'étape de maturation (Image 2.2-D) est également réalisée en extérieur, durant au minimum 4 semaines.
De plus, la valeur amendante et fertilisante des produits résiduaires organiques épandus de 2001 à 2011 (6 apports) et des deux épandages réalisés au cours des travaux de thèse (02/2013 et 07/2014) est étudiée par analyse au laboratoire des principaux critères qui caractérisent leur valeur agronomique (Tableau 2.1), à partir de trois prélèvements opérés le jour de l'épandage. Nous constatons en premier lieu l'absence de différence majeure dans les valeurs des paramètres agronomiques observés entre les PRO épandus de 2001 à 2014, même pour le DVB dont la provenance diffère pourtant à partir de l'épandage 2013. Les teneurs en matière sèche (MS) sont approximativement trois fois moins importantes dans le PRO BOUE que dans le DVB, mettant de ce fait en avant la texture plus solide de ce dernier et le fait qu'il soit plus concentré et donc plus riche en éléments fertilisants (sauf P).

Les propriétés caractérisant la valeur agronomique de chacun des deux PRO épandus depuis 2001 sont cohérentes avec celles retrouvées dans la littérature et explicitées dans la synthèse bibliographique (§ 1.2). Ainsi, les teneurs en matière organique (carbone organique), azote total et azote minéral sont constamment plus importantes dans la BOUE. Des rapports C/N près de deux fois plus élevés sont logiquement observés pour le produit DVB, indiquant une dégradation potentiellement lente de la matière organique stabilisée de ce compost dans le sol et un enrichissement du pool de matière organique humifiée du sol au cours du temps au fur et à mesure des apports effectués. La stabilité du DVB en comparaison de la BOUE est également confirmée par les valeurs d'ISMO, calculé selon l'Équation 1-1. Le fait qu'une valeur d'ISMO élevée soit retrouvée pour la BOUE épandue en 2014 (≈ ISMO DVB) est expliqué par une probable fermentation des PRO sous la bâche les recouvrant durant les 15 jours séparant leur livraison de leur épandage (§ 5.2.1.2). Celle-ci est également soulignée par les teneurs en azote minéral et les écarts-types associés aux teneurs en MO, C_{org} et N_{tot}, toutes plus élevées que celles constatées habituellement (Tableau 2.1).
Les teneurs en macroéléments Ca, K, Mg et Na sont constamment plus élevées dans le DVB, d'un facteur 1.2 à 2.2, ce qui reste en accord avec les observations réalisées concernant la matière sèche.

Tableau 2.1 : Analyse des différents critères caractérisant la valeur agronomique des PRO BOUE et DVB épandus entre 2001 et 2014.

Valeur Agronomique PRO	*BOUE*	*BOUE*	*BOUE*	*DVB*	*DVB*	*DVB*	*Rapport DVB / BOUE*
Paramètre analysé	*2001-2011*	*2013*	*2014*	*2001-2011*	*2013*	*2014*	*2001 - 2014 (8 épandages)*
MS [%]	17.8 (1.5)	16.9 (0.4)	21.7 (0.8)	52.9 (7.7)	50.4 (1.7)	67.9 (2.9)	3.00
Matière organique	697 (22)	671 (11)	617 (116)	600 (129)	412 (9)	547 (61)	0.83
Carbone Organique	368 (35)	388 (6)	347 (67)	303 (54)	238 (6)	309 (35)	0.80
Azote total	59.7 (2.3)	68.7 (1.2)	50.8 (10.3)	25.1 (2.6)	21.4 (0.5)	37.3 (6.1)	0.44
Quantité PRO apportée [T MF.ha^{-1}]	15.3 (2.2)	12.9 (/)	11.9 (/)	13.8 (4.8)	16.6 (/)	8.4 (/)	0.92
Quantité PRO apportée [T MS.ha^{-1}]	2.7 (0.5)	2.2 (/)	2.6 (/)	7.1 (1.8)	8.4 (/)	5.7 (/)	2.68
Dose N_{tot} apportée [kg N.ha^{-1}]	162 (26)	149 (/)	131 (/)	178 (45)	180 (/)	212 (/)	1.16
ISMO [%]	45.1 (5.3)	44.7 (/)	71 (/)	72 (5.4)	77.4 (/)	71.1 (/)	1.50
C/N [-]	6.3 (0.3)	5.7 (0)	6.9 (0.6)	12.1 (3.1)	11.1 (0.1)	8.4 (1.1)	1.84
Azote minéral	16.4 (6.7)	17 (0.8)	31.3 (4.2)	4.4 (1.5)	2.4 (0.4)	6.5 (3.1)	0.24
pH eau [-]	7.2 (0.8)	6.9 (0.4)	7.1 (0.1)	7.6 (0.5)	7.4 (0)	7.4 (0.1)	1.05
Calcaire total	14.1 (8.7)	17.8 (3.5)	9.5 (1.7)	30.2 (15.5)	33.6 (2.7)	29.3 (6)	2.18
P_2O_5 Total	67.4 (3.4)	63.2 (1.3)	73.4 (1.3)	32.9 (6.4)	19.9 (0.8)	51.3 (3.8)	0.50
P_2O_5 Olsen	5 (0.9)	5.5 (0.1)	3.7 (0.1)	1.7 (0.6)	1.1 (0)	1.3 (0)	0.32
Ca	19.3 (2.1)	17.5 (0.6)	22.1 (0.2)	33 (11.8)	35.1 (0.2)	40.4 (2.7)	1.76
K	6.1 (1.5)	6.2 (0.2)	7.2 (0.1)	11.4 (4.3)	22.2 (0.4)	15.4 (0.7)	2.12
Mg	4 (0.7)	3.5 (0.1)	5 (0.2)	4.5 (1.3)	5.5 (0.1)	5.5 (0.2)	1.16
Na	1.76 (0.36)	1.49 (0.13)	2.51 (0.02)	3.81 (1.12)	5.51 (0.22)	3.24 (0.24)	2.18
Conductivité [mS.cm^{-1}]	2.7 (0.9)	2.8 (0.4)	1.5 (0.1)	1.3 (0.3)	1.1 (0)	1.5 (0.1)	0.50

Sauf mention contraire la valeur de chaque paramètre est donnée en [g.kg^{-1} MS].
Une moyenne est considérée pour chaque paramètre concernant les six épandages ayant eu lieu entre 2001 et 2011.
Les écarts-types associés à chaque paramètre sont visibles entre parenthèses.

Tableau 2.2 : Teneurs en ETM retrouvées dans les PRO BOUE et DVB épandus en 2013 et 2014.

ETM	*BOUE*	*BOUE*	*DVB*	*DVB*	*Rapport DVB / BOUE*
[mg.kg^{-1} MS]	*2013*	*2014*	*2013*	*2014*	*2013 et 2014 (2 épandages)*
As	11.2 (0.2)	8.9 (0.3)	12.5 (1.4)	12.4 (3.9)	1.24
Cd	0.82 (0.06)	1.2 (0.03)	0.43 (0.01)	0.8 (0.03)	0.61
Cr	37.3 (0.6)	52.7 (1.4)	41.4 (1.8)	46.7 (5.5)	0.98
Cu	299 (2)	467 (8)	117 (2)	241 (10)	0.47
Hg	0.64 (0.1)	1.1 (0.04)	0.24 (0.01)	0.51 (0.04)	0.43
Ni	35.2 (0.4)	34.2 (0.2)	20.6 (0.2)	25.6 (1.3)	0.67
Pb	42.3 (0.3)	81.2 (0.9)	49.8 (11.1)	38.7 (2.1)	0.72
Se	2.1 (0.04)	2.3 (0.08)	0.5 (0.18)	1.6 (0.06)	0.48
Zn	508 (4)	922 (13)	243 (3)	419 (9)	0.46

La teneur en Cd dosée dans le PRO DVB en 2013 est mise **en rouge** car < à la LQ de la méthode d'analyse.

Des quantités considérables de phosphore sont également constatées dans la BOUE par rapport au DVB, cet élément étant en effet généralement très présent dans les boues de stations d'épuration (Albrecht, 2007).
La conductivité électrique, utilisée comme diagnostic de salinité des produits organiques, est quant à elle également logiquement plus élevée dans un produit non-composté (Said-Pullicino et al., 2007). Enfin, les quantités d'azote apportées suite à chaque épandage et calculées à partir des prélèvements de PRO effectués le jour de l'apport et de l'analyse des quantités de matière sèche et d'azote total au laboratoire sont finalement relativement proches de la dose réglementaire fixée par la Directive Nitrates (170 kg $N.ha^{-1}$), bien que légèrement inférieures pour la BOUE et supérieures pour le DVB (Tableau 2.1).

L'apport de PRO représente également une source exogène de composés potentiellement toxiques pour les organismes vivants, si leur concentration dans l'organisme dépasse un seuil de tolérance qui est variable selon l'élément et l'espèce vivante (ETM, HAP, PCB notamment). Ainsi, le Tableau 2.2 nous permet de constater qu'une majorité d'éléments traces métalliques (sauf As) sont présents en plus grande quantité dans une boue de station d'épuration non compostée que dans la même boue ayant été soumis à un procédé de compostage avec des déchets verts (DVB). Toutefois, l'ensemble des teneurs retrouvées respecte celles fixées par la norme NF U44-095 pour prétendre à la dénomination d'amendement organique pour les composts DVB et de déchets selon l'arrêté du 08/01/1998 pour les boues urbaines.

Contexte climatique

Chaque année, près de 440 milliards de m^3 de précipitations sont en moyenne constatées en France métropolitaine avec un éventail très large allant de moins de 600 mm à plus de 2000 mm sur la période 1981-2010 (Annexe 2.E). Il est ainsi estimé qu'environ (*i*) 61% des précipitations retournent dans l'atmosphère via le phénomène d'évaporation ; (*ii*) 16% alimentent les cours d'eau ; (*iii*) 23% s'infiltrent dans le sol et alimentent les aquifères.

Dotée d'un climat semi-continental, la plaine d'Alsace est caractérisée par des hauteurs pluviométriques très contrastées et un gradient de l'ordre de 1100 $mm.an^{-1}$ sur 25 km à l'ouest de Colmar (Figures I et II en Annexe 2.F) et dont l'importance n'est retrouvée nulle part ailleurs en France (Sell, 1998). Situé au sein de la plaine d'Alsace, Colmar est considérée comme la ville la moins pluvieuse à l'échelle régionale et la seconde à l'échelle nationale après Perpignan (BNPA, 2010), avec en moyenne entre 95 et 100 jours de pluie par an et finalement moins de 550 mm de pluies constatées annuellement entre 1986 et 2015. La ville bénéficie par conséquent d'un microclimat ensoleillé et sec, parfaite illustration de l'effet de fœhn sur le massif des Vosges qui limite fortement le niveau des précipitations.

Les données climatiques utilisées dans le cadre des travaux de thèse ont été fournies par une station météorologique Agroclim (Image 2.3), mise en place début août 1985, contiguë aux cases lysimétriques et située à environ 500 m du dispositif expérimental principal (Image 2.1). Composée entre autres d'un pluviomètre, d'un pyranomètre et de thermomètres, elle permet une mesure horaire des températures et pluviométries et fournit l'ensemble des paramètres (rayonnement global, vitesse moyenne du vent, humidité relative moyenne, etc..) qui permettent le calcul journalier d'une évapotranspiration de référence (ET_0) selon l'équation de Penman-Monteith détaillée en Annexe 3.A.



Image 2.3 : Station météorologique du dispositif expérimental.

Finalement, au travers des données fournies par la station Agroclim, nous remarquons que les cumuls de précipitations sont effectivement parmi les plus faibles de France avec 541 mm constatés en moyenne chaque année entre 1986 et 2015. De plus, le caractère continental s'affirme avec une pluviométrie généralement plus élevée au printemps-été que le reste de l'année (Figure 2.8-A), notamment du fait de l'activité orageuse.

Nous constatons également que les précipitations moyennes annuelles observées durant les travaux de thèse en 2012, 2013 et 2014 sont constamment supérieures à la moyenne constatée entre 1986 et 2015 et font suite à deux années plutôt sèches, avec des précipitations annuelles de seulement 506 et 479 mm en 2010 et 2011 respectivement (Tableau 2.3). Une situation pluviométrique très favorable est donc observée en 2013 et 2014, années principales de l'étude du transport des ions bromures (apportés courant 02/2013, cf. Chapitre 4) et de celle de la lixiviation des nitrates suite aux deux épandages effectués (02/2013 et 07/2014, cf. Chapitre 5). En effet, l'année 2013 est marquée par un printemps très pluvieux (notamment le mois de mai 2013) et un épisode exceptionnel de 40.5 mm enregistré le 05/10/2013 (Figure 2.8-A). L'année 2014 est quant à elle caractérisée

par de forts épisodes orageux en été avec des précipitations atteignant 200 mm du 10/07 au 10/08/2014 (Figure 2.8-A) et finalement une pluviométrie cumulée de 634 mm soit 93 mm de plus que la moyenne annuelle constatée entre 1986 et 2015 (Tableau 2.3). Il faut également noter que 2014 est la quatrième année la plus pluvieuse depuis la mise en place de la station Agroclim début août 1985, après les années 1999, 2002 et 2004 où ont été constatées respectivement 754, 807 et 636 mm de pluies cumulées.

Ces fortes précipitations ont par conséquent facilité le suivi de la dynamique des ions *in situ*, les dates des campagnes de suivi sur les parcelles permettant l'observation de profils de concentration aux différences marquées ou encore d'une absence de nécessité d'irriguer les cases lysimétriques, la quasi-totalité des ions bromures apportés initialement ayant été lixiviés à la date du dernier échantillonnage réalisé dans le cadre de la thèse (05/02/2015, Figure 4.13).

Tableau 2.3 : Précipitations cumulées et températures moyennes constatées annuellement sur le site expérimental de 2010 à 2015 et moyenne 1986–2015.

Année	*Pluviométrie cumulée* [mm]	*Température moyenne* [°C]
2010	506	9.9
2011	479	11.6
2012	611	11.1
2013	**584**	**10.6**
2014	**634**	**12.1**
2015	454	11.9
Moyenne 1986 - 2015	**541**	**11.0**

Concernant les températures, l'amplitude thermique annuelle constatée de 1986 à 2015 est marquée avec des températures minimales observées en janvier (≈ 2 °C) et maximales en juillet (≈ 20 °C) (Figure 2.8-B). Enfin, et contrairement aux observations habituelles, l'hiver 2012/2013 est froid, le mois de juillet 2013 est chaud, l'hiver est doux à partir de début 2014 et le début du printemps 2014 et le mois de juin 2014 sont plus chauds que la moyenne (Figure 2.8-B). Avec une température moyenne annuelle de 12.1 °C, 2014 est l'année la plus chaude enregistrée depuis la mise en place de la station météorologique, avec plus de 1 °C supplémentaire par rapport à la moyenne 1986-2015 (11.0 °C, cf. Tableau 2.3).

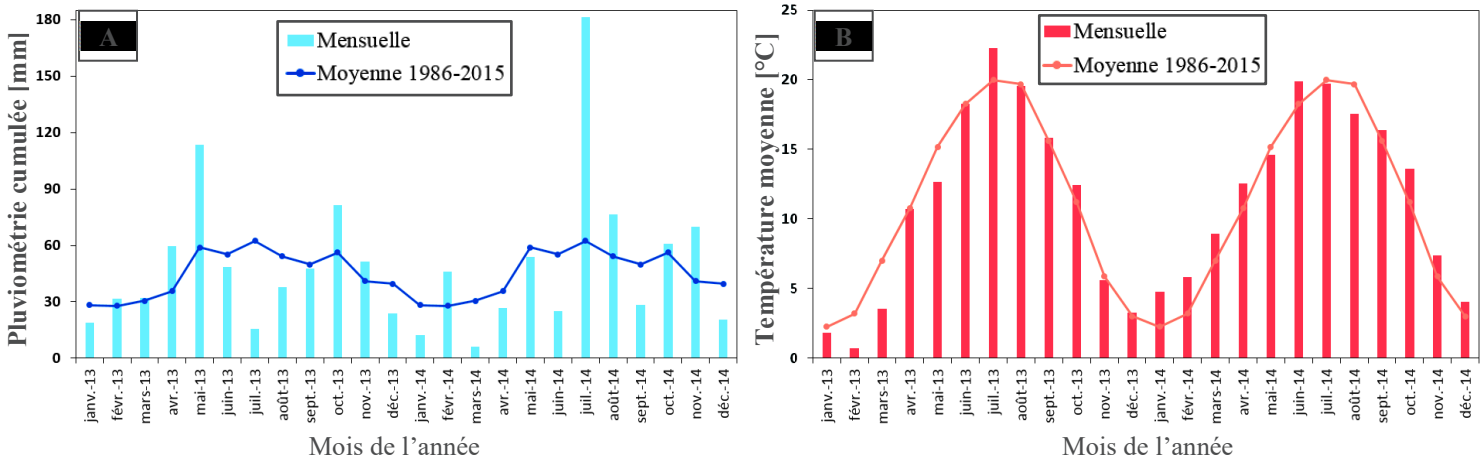


Figure 2.8 : Pluviométries cumulées [A] et températures [B] moyennes observées mensuellement en 2013 et 2014 sur le Domaine de l'INRA Colmar, à partir des données fournies par la station Agroclim.

Dispositif de parcelles en sol nu

2.4.1 Généralités

Mis en évidence en rouge sur la Figure 2.1, le dispositif annexe de parcelles en sol nu, situé au sud-ouest du dispositif de plein champ, comprend l'étude de trois modalités avec (*i*) la **BOUE** ; (*ii*) le **DVB** ; (*iii*) le **TEMOIN**, chacune étant associée à un code couleur qui sera conservé tout au long du manuscrit. Laissée nu depuis 2000, année du début de l'expérimentation, chaque parcelle couvre une surface de 90 m^2. Les parcelles BOUE et TEMOIN sont séparées par une bande enherbée de 60 m^2 tandis que celles DVB et TEMOIN le sont par une parcelle ni cultivée ni traitée et de même dimension (90 m^2) (Figure 2.9).

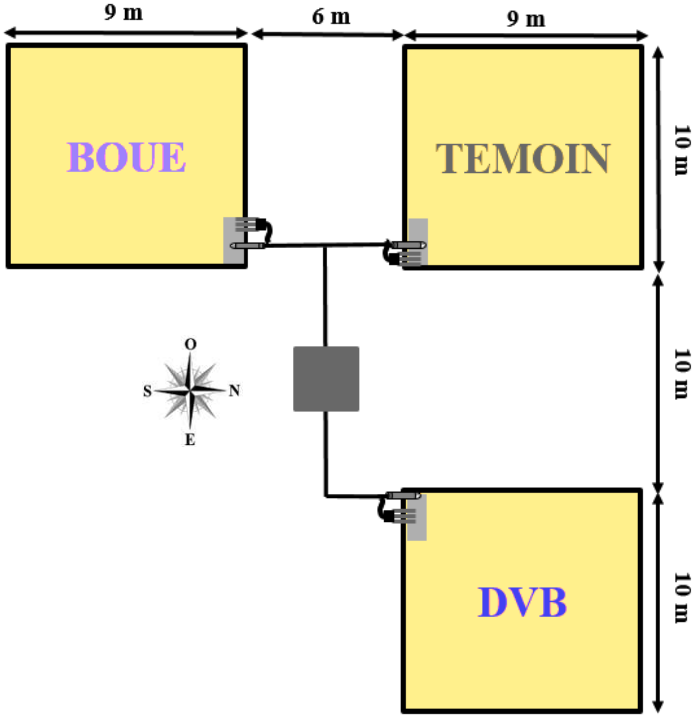


Figure 2.9 : Dispositif de parcelles en sol nu étudiées et instrumentées dans le cadre des travaux de thèse.

Comme nous allons le voir ci-dessous, ces trois parcelles ont été instrumentées avec du matériel de suivi de l'hydrodynamique comprenant tensiomètres, sondes de mesure de teneur en eau et thermistances. Un regard en béton (2×2×2.1 m) situé approximativement à équidistance des trois parcelles (Figure 2.9) permet l'acquisition des données instrumentales effectuée sous-terre dans le but de protéger le matériel électrique (câble, centrale de mesure, etc...) d'éventuelles dégradation.

2.4.2 Instrumentation

Après une ouverture de la fosse et la pose du regard en béton le 27/09/2012 (Image 2.4 et Image 2.5), l'étape initiale d'instrumentation des trois parcelles en sol nu (BOUE, DVB et TEMOIN) s'est déroulée d'octobre 2012 à janvier 2013 soit durant les quatre premiers mois des travaux de thèse.

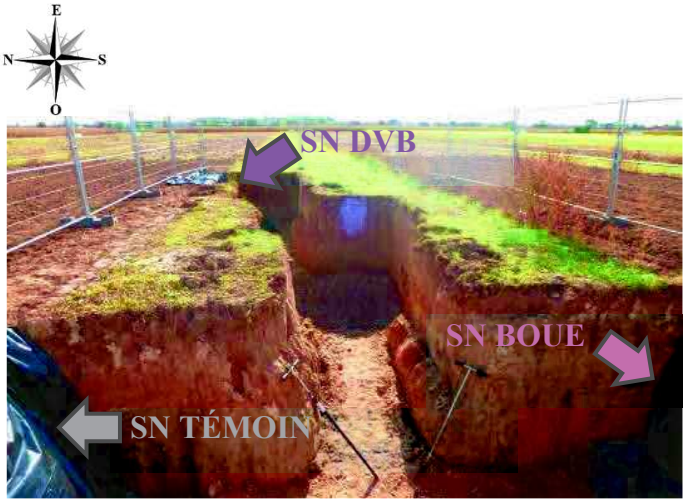


Image 2.4 : Fosse d'instrumentation et positionnement géographique des trois parcelles en sol nu.



Image 2.5 : Ouverture de la fosse d'instrumentation et pose du regard en béton où sont acquises les données instrumentales.

Dans un premier temps, chaque profil vertical de sol est travaillé manuellement sur 2 m à l'aide d'un couteau pour permettre une définition des profondeurs de chacun des horizons qui le caractérisent (Image 2.6).
Au vu des faibles différences entre parcelles des délimitations effectuées entre chaque horizon (Tableau 2.4) et pour permettre une comparaison directe du suivi hydrodynamique au travers des données instrumentales acquises sur chaque parcelle, il a été décidé d'instrumenter aux mêmes profondeurs, indépendamment du type de traitement étudié.

Tableau 2.4 : Description des horizons propre au profil de sol de chaque parcelle en sol nu et profondeurs d'instrumentation associées.

Horizon	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*	*Instrumentation*
			[cm]	
LAca	0 - 28	0 - 28	0 - 28	10 et 20
ASca	29 - 55	29 - 55	29 - 55	37 et 50
Sca	56 - 105	56 - 105	56 - 105	65 et 90
SCca-1	106 - 145	106 - 145	106 - 135	120
SCca-2	146 - 185	146 - 170	135 - 180	165
IIDcx	186 - 200	171 - 200	181 - 200	/

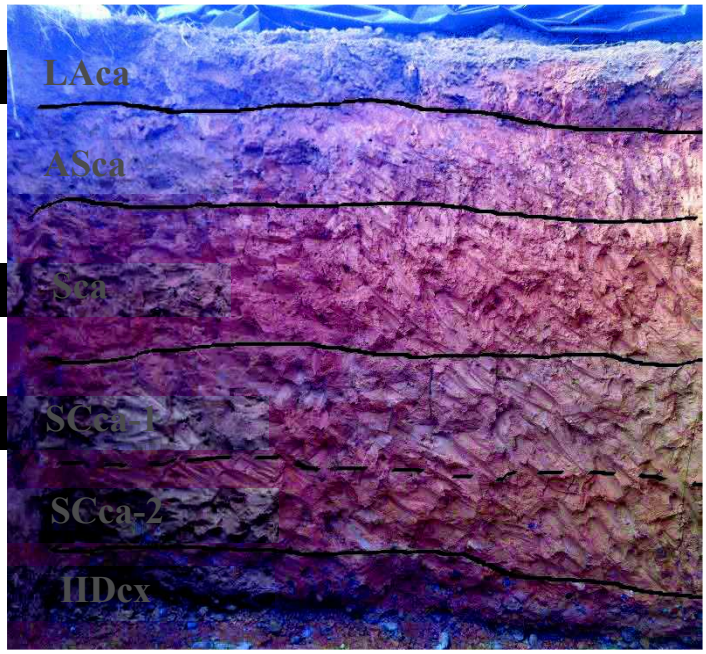


Image 2.6 : Travail d'un profil de sol au couteau et caractérisation du *solum* selon les profondeurs des différents horizons qui le composent.

Le budget alloué à l'instrumentation a permis la mise en place de huit tensiomètres T4e (Umwelt Monitoring Systeme-UMS GmbH) et huit sondes de mesures de teneur en eau TDR CS605 (Campbell Scientific, Logan, UT, fonctionnant selon le principe de la réflectométrie en domaine temporel) sur chaque parcelle. Les principes de mesure et caractéristiques propres à chaque type d'instruments sont détaillés au § 3.1.1.2. Deux profondeurs d'instrumentation ont été définies dans chaque horizon avec comme objectifs (*i*) de permettre un suivi précis

de l'hydrodynamique sur l'ensemble du profil pouvant être instrumenté ; (*ii*) de mettre en évidence (ou non) des différences dans les propriétés hydriques entre horizons mais également au sein d'un même horizon ; (*iii*) de se situer toujours au minimum 5 cm au-dessus ou en-dessous de l'interface entre deux horizons. De ce fait, huit sondes TDR et huit tensiomètres ont été implantés à 10, 20, 37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm de profondeur sur chaque parcelle en sol nu (Tableau 2.4). La dernière profondeur instrumentée dans l'horizon SCca (165 cm) a été définie sachant que l'horizon sablo-caillouteux IIDcx n'est pas instrumentable au vu des nombreux galets qui le composent et que ce dernier débute dès 170 cm sur la parcelle DVB (Tableau 2.4). De plus, l'horizon SCca a été divisé en deux sur chaque parcelle au vu de la composition variable de celui-ci qui passe d'un limon sableux sur les 30 à 40 premiers cm (SCca-1) à un sable limoneux (SCca-2) contenant des quantités croissantes de poches de sables et de galets au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'horizon IIDcx (Image 2.6 et Tableau 2.4). À noter enfin que quatre capteurs de température 107 (Campbell Scientific, Logan, UT) ont été implantés dans le profil de chaque parcelle en sol nu à 10, 37, 50 et 100 cm.

La procédure de protection du matériel, d'implantation des sondes et de connexion des instruments dans la centrale de mesure est reportée en Annexe 2.G.

L'étape d'instrumentation a également été l'occasion de réaliser de nombreux prélèvements de terre (Figure 2.10) afin d'obtenir, à chaque profondeur instrumentée, (*i*) des conductivités hydrauliques à saturation (K_s) ; (*ii*) des propriétés de rétention hydrique ($\theta(h)$) ; (*iii*) des masses volumiques apparentes. Des prélèvements tous les 10 cm sur l'ensemble du profil de sol ont également été réalisés dans le but d'étudier les caractéristiques physico-chimiques propres à chacune des trois parcelles en sol nu. Les modes opératoires et résultats de l'ensemble des prélèvements sont détaillés au § 3.1.1.1.D et au § 3.2.1.1. La Figure 2.10 résume l'ensemble des manipulations effectuées dans la fosse entre octobre et décembre 2012 et liées à l'instrumentation des trois parcelles en sol nu.

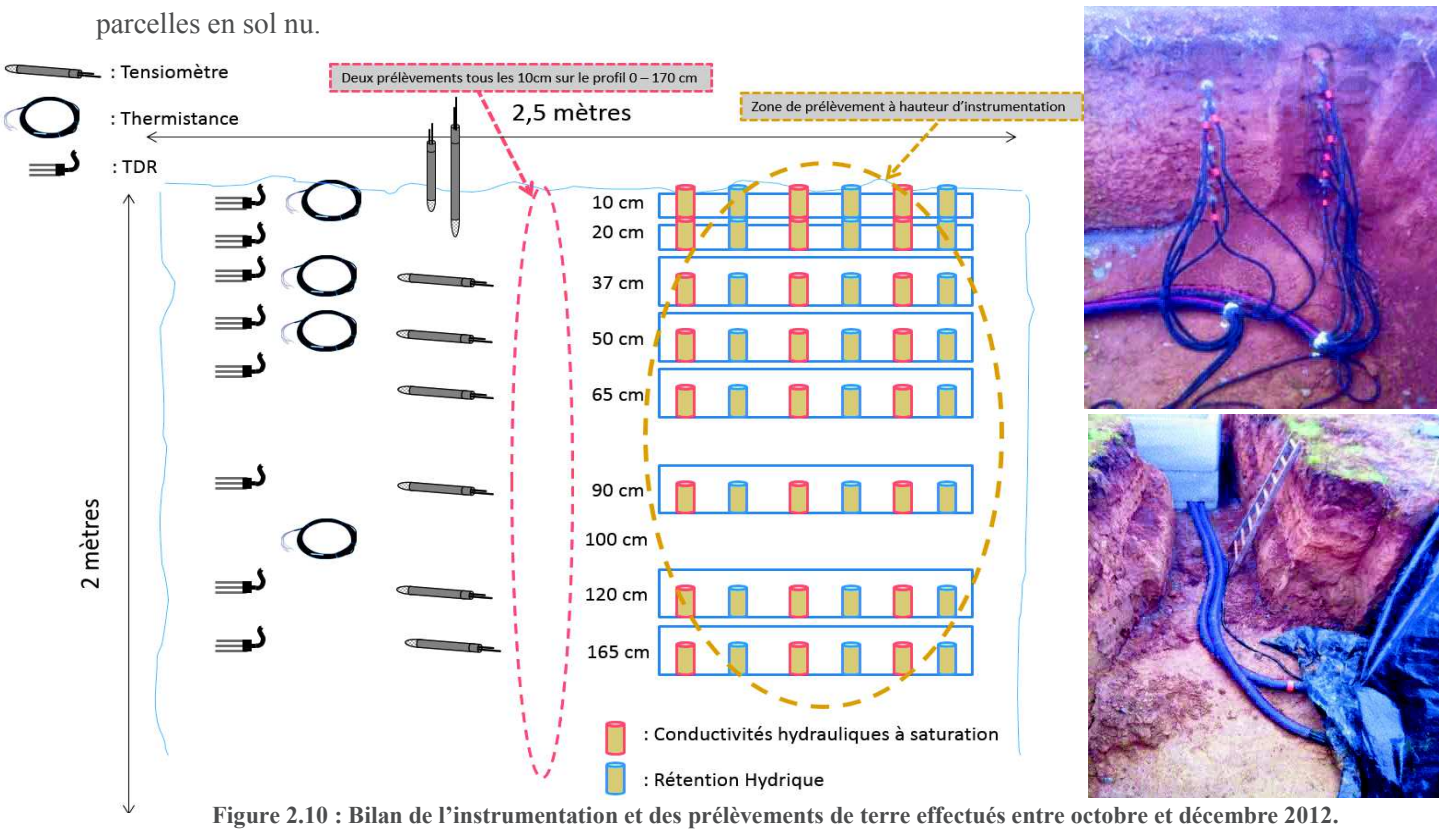


Figure 2.10 : Bilan de l'instrumentation et des prélèvements de terre effectués entre octobre et décembre 2012.

Dispositif de cases lysimétriques

2.5.1 Généralités

La reconstitution de six cases lysimétriques a été effectuée fin 1983 à partir de prélèvements de sol issus de l'essai en place à l'époque, situé à 500 m du dispositif expérimental de plein champ (Image 2.1), et dont finalement peu d'informations subsistent aujourd'hui. Celle-ci a été réalisée dans des bacs en polyéthylène noir d'une longueur et d'une largeur identique et égale à 2 m et de 1 m de profondeur, soit 4 m^3 (Image 2.7). La paroi du fond de la case est légèrement inclinée et permet une récupération aisée de la totalité de l'eau de drainage, effectuée en son centre à l'aide d'une bonde reliée à un tuyau en plastique assurant le transport de l'eau jusqu'aux bidons collecteurs. Il faut également noter que les dix derniers cm sont uniquement composés de sables grossiers ayant pour objectif de faciliter le drainage.



Image 2.7 : Case lysimétrique intégrée au dispositif expérimental de la plateforme PRO.

En outre, le dispositif de cases lysimétriques dispose d'une double rampe d'irrigation mobile sur rail animée par un moteur électrique à vitesse variable adaptée d'un chariot de plein champ horticole (Arroseurs R.I.S.) (Image 2.8). D'une longueur de 2 m, chaque rampe est composée de cinq buses en céramique reliées par un système de tuyaux souples à une électrovanne et un manomètre. Au vu des conditions météorologiques favorables constatées durant les travaux de thèse (§ 2.3), la double rampe n'a finalement été utilisée que dans le cadre de l'apport des ions bromures (Figure 4.3).



Image 2.8 : Rampe permettant l'irrigation sur les cases lysimétriques.

Avant l'intégration des cases lysimétriques au dispositif expérimental de la plateforme PRO à partir de février 2009, diverses études antérieures ont été réalisées par J.Y. Chapot et l'Équipe Agriculture Durable de l'INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar :

- ✓ 1984–1985 : Homogénéisation par des cultures sans azote
- ✓ 1986–1993 : Mise en place de CIPAN
- ✓ 1994–1997 : Lixiviation des nitrates et de l'atrazine
- ✓ 1997–2002 : Transferts préférentiels de pesticides générés selon l'état structural à la surface du sol
- ✓ 2006–2007 : Interaction entre intensité des flux préférentiels et propriétés d'adsorption des pesticides
- ✓ 2008 : Homogénéisation en sol nu
- ✓ 02/2009 : Intégration au dispositif expérimental de la plateforme PRO

Enfin, le dispositif de six cases lysimétriques est concerné par les mêmes modalités que les parcelles en sol nu, à savoir deux Cases BOUE (3 et 6), deux DVB (2 et 5) et deux TEMOIN (1 et 4) (Image 2.9).

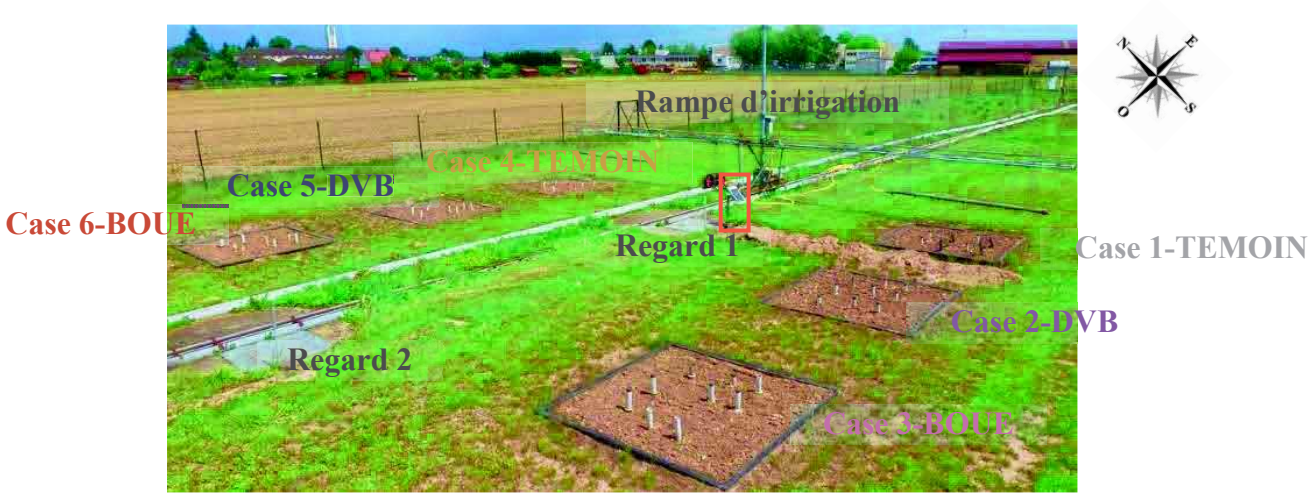


Image 2.9 : Dispositif des six cases lysimétriques (et code couleur associé), regards où sont récupérés l'eau de drainage et les données acquises par les instruments et rampe permettant l'irrigation.

2.5.2 Caractéristiques physico-chimiques du sol des cases lysimétriques

Parmi le peu d'informations dont nous disposons concernant la reconstitution des cases lysimétriques, des résultats d'analyse des prélèvements de sol ayant servi à reconstituer les cases sont tout de même disponibles. Ces analyses ont faites en septembre 1983 par le Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras (LAS), soit le même que celui mandaté pour les études physico-chimiques réalisées sur les profils instrumentés fin 2012 et détaillées au § 3.1.1.1.D.

2.5.2.1 Texture du sol

Des caractérisations granulométriques (sans décarbonatation) des sols utilisés pour la reconstitution des cases lysimétriques ont été effectuées fin 1983.

Tableau 2.5 : Composition granulométrique des horizons du sol utilisé pour la reconstitution des cases et comparaison à celle des horizons des sols instrumentés sur les parcelles en sol nu.

SOL PARCELLES Moyenne 2012	*Argiles (0 - 2 µm)*	*Limons fins (2 - 20 µm)*	*Limons grossiers (20 - 50 µm)*	*Sables fins (50 - 200 µm)*	*Sables grossiers (200 - 2000 µm)*
Profondeur (cm)			[%]		
0 - 30	23.6 (0.7)	30.8 (0.6)	35.2 (1.0)	5.9 (0.8)	4.6 (0.9)
30 - 60	23.7 (1.7)	32.6 (1.0)	33.5 (0.8)	7.2 (1.4)	3.1 (0.8)
60 - 90	16.4 (1.7)	32.7 (1.4)	35.9 (1.5)	10.0 (1.4)	5.0 (1.3)

SOL CASES 1983	*Argiles (0 - 2 µm)*	*Limons fins (2 - 20 µm)*	*Limons grossiers (20 - 50 µm)*	*Sables fins (50 - 200 µm)*	*Sables grossiers (200 - 2000 µm)*
Profondeur (cm)			[%]		
0 - 30	23.9	34.3	34.9	4.7	2.2
30 - 60	23.3	36.9	33.5	5.3	1.1
60 - 90	17.5	36.6	35.7	8.3	1.9

Les résultats des compositions des fractions granulométriques de chaque horizon parcellaire sont détaillés au § 3.2.1.1.B.

Nous pouvons remarquer que les proportions relatives en argiles, limons et sables de chaque horizon du profil de sol des cases diffèrent finalement très peu des moyennes constatées sur les parcelles en sol nu (Tableau 2.5). Des sols de textures similaires aux sols instrumentés fin 2012 ont par conséquent été utilisés pour la reconstitution des cases en 1983.

2.5.2.2 Valeur agronomique

L'analyse des paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol des cases lysimétriques nous permet de constater des diminutions avec la profondeur d'un facteur 2 des teneurs en MO et C_{org} d'une couche à l'autre (Tableau 2.6). Au vu des fractions granulométriques relativement voisines sur le profil 0–90 cm, la reconstitution des cases a de ce fait été réalisée sur la base d'un gradient de matière organique.

Tableau 2.6 : Résultats d'analyse des paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol ayant servi à reconstituer les cases lysimétriques.

Sol Cases 1983	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*P_2O_5*	*K*	*Mg*	*Na*
Profondeur [cm]	[cmol$^+$.kg^{-1}]	[-]		[g.kg^{-1}]				[mg.kg^{-1}]			
0 - 30	12.40	8.20	7.82	12.20	20.98	1.56	151	290	298.8	144.8	14.84
30 - 60	8.50	8.40	8.03	6.10	10.49	0.76	263	40	74.7	156.8	14.84
60 - 90	5.50	8.50	8.39	2.60	4.47	0.31	362	20	33.2	223.2	14.84

Tableau 2.7 : Résultats d'analyse des paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol des trois parcelles instrumentées fin 2012.

BOUE	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*K*	*Mg*	*Na*
Profondeur [cm]	[cmol$^+$.kg^{-1}]	[-]		[g.kg^{-1}]				[mg.kg^{-1}]		
0 - 30	15.5 (0.2)	8.2 (0.1)	12.7 (0.9)	12.3 (0.3)	21.3 (0.6)	0.97 (0.08)	142 (4)	236 (6)	109 (1)	4.3 (0.2)
30 - 60	13.3 (2.1)	8.4 (0.1)	16.4 (3.6)	9.1 (1.7)	15.8 (2.9)	0.59 (0.22)	246 (93)	104 (65)	97 (9)	5.3 (1)
60 - 90	9.2 (0.2)	8.7 (0)	31.7 (6.3)	5.7 (0.3)	9.9 (0.6)	0.19 (0.04)	355 (20)	45 (2)	102 (15)	5.2 (0.4)

DVB	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*K*	*Mg*	*Na*
Profondeur [cm]	[cmol$^+$.kg^{-1}]	[-]		[g.kg^{-1}]				[mg.kg^{-1}]		
0 - 30	15.8 (0.2)	8.2 (0)	12.5 (0.2)	13.6 (0.6)	23.5 (1.1)	1.09 (0.05)	138 (3)	264 (47)	111 (3)	5.1 (0.5)
30 - 60	12.8 (2)	8.4 (0.1)	16.1 (2.5)	8.2 (1.3)	14.2 (2.3)	0.53 (0.14)	275 (72)	69 (24)	90 (7)	6.2 (0.2)
60 - 90	9.1 (0.2)	8.7 (0)	22.3 (2.7)	4.6 (0.7)	7.9 (1.2)	0.21 (0.03)	353 (17)	45 (1)	101 (12)	6.7 (0.4)

TEMOIN	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*K*	*Mg*	*Na*
Profondeur [cm]	[cmol$^+$.kg^{-1}]	[-]		[g.kg^{-1}]				[mg.kg^{-1}]		
0 - 30	15.2 (0.1)	8.3 (0)	12 (0.2)	10.6 (0.8)	18.4 (1.3)	0.89 (0.07)	146 (5)	213 (42)	99 (1)	4.3 (0.7)
30 - 60	12.8 (1.1)	8.5 (0)	14.7 (1.3)	7.5 (0.4)	13.1 (0.8)	0.52 (0.06)	278 (38)	70 (15)	87 (4)	5.9 (0.3)
60 - 90	9.4 (0.2)	8.6 (0)	34 (11.1)	7.1 (1.6)	12.3 (2.7)	0.22 (0.06)	340 (20)	52 (3)	105 (17)	5.9 (0.7)

Les résultats des analyses physico-chimiques effectuées pour chaque horizon parcellaire sont détaillés au § 3.2.1.1.A.

De plus, les valeurs de pH et de teneur en calcaire total sur les profils 0–90 cm des sols des parcelles en sol nu et de celui utilisé pour la reconstitution des cases sont similaires (Tableau 2.6 et Tableau 2.7), mettant en évidence les faibles variations de ces paramètres au cours des trente dernières années. Néanmoins, il faut noter que certaines procédures d'analyse utilisées à l'époque diffèrent sensiblement de celles mises en place en 2012 et décrites dans le Tableau 3.1. En effet, pour le sol constituant les cases, la Capacité d'Échange Cationique (CEC) a été déterminée selon la méthode établie par Metson (1956) et les cations échangeables (K, Mg et Na) ont été dosés par absorption atomique de flamme à partir de l'extrait résultant. Il a depuis été montré qu'une extraction au chlorure de cobaltihexamine constitue la méthode de référence pour mesurer la CEC, celle établie par Metson ayant tendance à sous-estimer non seulement la CEC pour des pH > 7 mais également les teneurs

en K et Mg dans les extraits dosés lorsque les teneurs en argile et en carbone organique du sol sont respectivement inférieures à 400 et 30 $g.kg^{-1}$ (Aran et al., 2008 ; Ciesielski et al., 1997). Ces conditions étant respectées dans les horizons du sol étudié, nous constatons logiquement des CEC moins élevées (< de 3 à 4 $cmol^{+}.kg^{-1}$) lors des analyses du sol des cases et qui peuvent être dues à la méthode d'analyse employée.

En outre, et malgré les sous-estimations attendues, les teneurs en cations échangeables dosés dans le sol constituant les cases sont constamment supérieures à celles retrouvées dans l'horizon de surface (LAca) des parcelles BOUE, DVB et TEMOIN (Tableau 2.6 et Tableau 2.7). Associés à l'étude des teneurs en azote total, carbone organique et phosphore assimilable (déterminée par la méthode de Joret et Hebert (1955)), ces résultats mettent en évidence la fertilisation minérale réalisée sur les parcelles jusque dans les années 1980. En effet, nous constatons la présence de quantités conséquentes de P_2O_5 assimilable dans l'horizon de surface et celle des éléments minéraux principaux caractéristiques de ce type de fertilisation (K et Mg). De même, sur 0–90 cm, des teneurs en azote total plus importantes (sans doute dues à la partie minérale), et des teneurs en carbone organique comparables et donc C/N inférieurs sont observés.

De ce fait, ces résultats rejoignent le peu d'informations disponibles concernant les pratiques culturales du site expérimental de Colmar avant 1990, à savoir le fait que les parcelles ont reçu des scories potassiques de 1956 à 1980 (150 kg $K_2O.ha^{-1}$ chaque année) et des engrais phosphatés avant la mise en place de l'essai. Les mesures réalisées en 2000 soulignent ainsi que le sol est assez bien pourvu en phosphore (P_2O_5 Olsen : 70 $mg.kg^{-1}$ soit 30.5 mg $P.kg^{-1}$) et potasse (K_2O échangeable à la cobaltihexamine : 320 $mg.kg^{-1}$ soit 265 mg $K.kg^{-1}$).

2.5.2.3 Masse volumique apparente

Le profil de masse volumique apparente du sol établi sur les parcelles en 1983 (Tableau 2.8) a été reconstitué sur les cases selon trois valeurs moyennes calculées pour les horizons visibles dans le Tableau 2.9, les profondeurs de ces derniers n'étant pas les mêmes que celles établies selon le critère du gradient de MO.

Tableau 2.8 : Masses volumiques apparentes établies sur un profil de sol des parcelles en 1983.

Profondeur [cm]	ρ_b *[g.cm^{-3}]*	*Porosité [/]*
10 - 20	1.340	0.494
20 - 30	1.350	0.491
30 - 40	1.330	0.498
40 - 50	1.210	0.543
50 - 60	1.190	0.551
60 - 70	1.260	0.525
70 - 80	1.330	0.498
80 - 90	1.400	0.472

Tableau 2.9 : Profondeurs des horizons des cases reconstitués selon le gradient de masse volumique apparente.

Horizon [cm]	ρ_b *[g.cm^{-3}]*	*Porosité [/]*
0 - 40	1.340	0.494
40 - 70	1.220	0.540
70 - 90	1.365	0.485

Ces valeurs sont finalement comprises dans les écarts-types associés aux masses volumiques apparentes moyennes mesurées à hauteur des profondeurs instrumentées sur les trois parcelles en sol nu étudiées au § 3.2.1.2. Par conséquent, les analogies observées à partir des comparaisons effectuées ci-dessus permettent de conclure que les propriétés physiques du sol des parcelles prélevé en 1983 et à partir de 2012 sont similaires.

Toutefois, malgré l'ensemble des précautions prises lors de l'étape de reconstitution des horizons par gradients de matière organique et de masse volumique apparente, des modifications des propriétés physiques du sol ont nécessairement été engendrées par le remaniement inhérent à l'étape de reconstitution des cases lysimétriques (Stephens, 1995).

2.5.3 Évolution chronologique de l'instrumentation sur les cases lysimétriques

Au cours des années, l'instrumentation des cases lysimétriques a connu de nombreuses évolutions et ce notamment durant les travaux de thèse.

Dès 1994, des bougies poreuses SPS 200 (Figure 2.3) ont été mises en place à 37, 52, 67 et 82 cm sur les six cases lysimétriques, d'autres ayant été rajoutées à 22 cm fin février 2009. Elles n'ont toutefois pas été utilisées dans le cadre de la thèse notamment pour permette une récupération de l'intégralité de l'eau de drainage et un calcul le plus précis possible des flux de solutés lixiviés.

De plus, à partir de mars 2009, quatre tensiomètres à capteurs piézométriques (Image 2.10) sont implantés depuis la surface à 20, 40, 60 et 80 cm dans le profil de la Case 1 (TEMOIN). De même des sondes de mesure des teneurs en eau du sol (TDR TRASE, cf. Image 3.12) ont été mises en place horizontalement aux mêmes profondeurs, ce qui a nécessité la réalisation d'un trou dans la paroi interne de la Case 1 (Ø 65 mm et 15 cm de profondeur, cf. Image 2.11), ce dernier ayant été réalisé à l'aide d'une scie cloche.

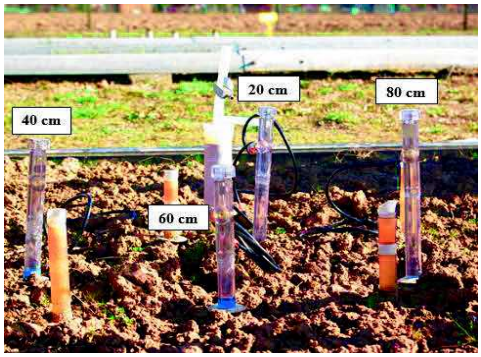


Image 2.10 : Tensiomètres implantés sur la Case 1 entre mars 2009 et mars 2012.

Une fois l'implantation effectuée, le trou est rebouché avec le sol prélevé pour l'instrumentation et l'interstice entre le disque de polyéthylène et la paroi de la case est colmaté avec un mastic silicone (Image 2.11).

En outre, des capteurs de température ont également été mis en place à 20, 40, 60 et 80 cm sur la Case 1, ces derniers étant implantés à 15 cm de l'axe de chaque TDR.

Enfin, il faut également noter que dans le but initial d'améliorer la compréhension des phénomènes d'évaporation à la surface d'un sol nu, une sonde TDR TRASE amovible a été implantée verticalement sur 5–15 cm depuis la surface de la Case 1 en mai 2010.

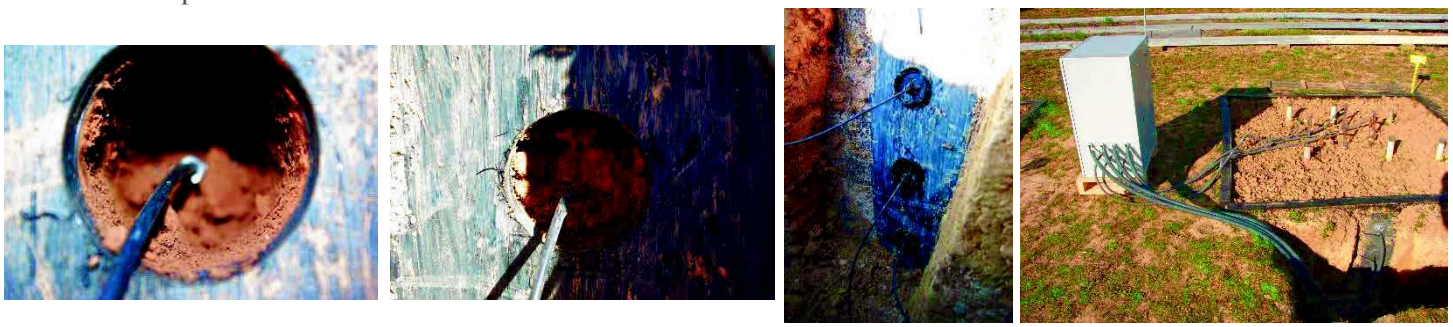


Image 2.11 : Mise en place des sondes TDR TRASE après la réalisation d'un trou dans la paroi de la case et branchement des instruments à la centrale d'acquisition située à la surface du sol.

Finalement, comme pour les parcelles en sol nu, l'ensemble des instruments est connecté à une centrale d'acquisition CR1000 installée à proximité de la Case 1 (Image 2.11) et fonctionnant grâce à une batterie dont l'alimentation est assurée par un panneau solaire 10 W entouré en rouge sur l'Image 2.9.

Toutefois, suite à la dégradation des branchements électriques de la centrale par des particuliers le 01/08/2011, cette dernière est déplacée dans le Regard 1 où est récupéré l'eau de drainage des Cases TEMOIN (1 et 4) et DVB (2 et 5) (Image 2.12). Durant cette période, les tensiomètres à capteurs piézoélectriques ont été remplacés par cinq tensiomètres à transducteurs de pressions T4e (UMS GmbH) implantés depuis la surface de la Case 1 avec un angle de 30° par rapport à la verticale à 10, 20, 40, 60 et 80 cm, selon la même procédure que celle décrite pour les parcelles (Image 2.12). Le principe de ces instruments est explicité au § 3.1.1.2.B

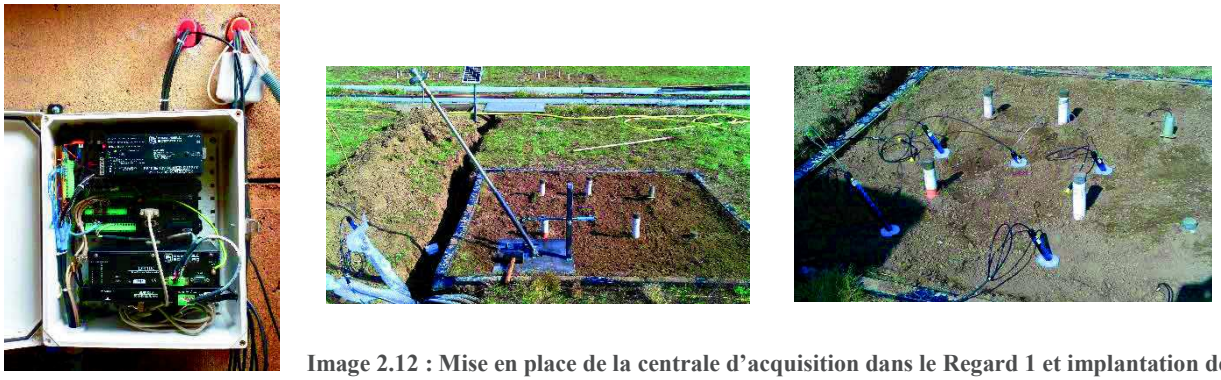


Image 2.12 : Mise en place de la centrale d'acquisition dans le Regard 1 et implantation des cinq tensiomètres T4e à la place des tensiomètres à capteurs piézométriques.



Image 2.13 : Bidons de récupération (60 L) de l'eau de drainage des cases en place jusque mars 2013.

Depuis 2009 et jusqu'au 24/03/2013, le suivi des drainages sur les cases a été assuré de façon hebdomadaire à travers la lecture des volumes d'eau drainés par chaque case lysimétrique à partir de marques établies sur des bidons collecteurs, avec un bidon principal de 60 L (Image 2.13) relié à un second de 30 L dans le cas de drainages intensifs pouvant entrainer un débordement du premier. Ce système de suivi a montré ses limites non seulement via les approximations liées aux lectures faites à l'œil nu des lames d'eau présentes dans les bidons, mais également via les débordements de ceux-ci lors d'épisodes pluvieux importants. Ces débordements engendrent des sous-estimations difficilement évitables concernant les volumes d'eau percolés, l'ensemble pouvant aboutir à des biais non négligeables sur les volumes drainés cumulés à moyen/long terme. Ainsi, à partir du 25/03/2013, des compteurs de débit ont été installés à l'endroit de récupération de l'eau de drainage de chacune des six cases (Image 2.14) dans le but d'estimer précisément les volumes d'eau drainés et les flux de solutés lixiviés sur chaque case lysimétrique.



Image 2.14 : Système de récupération de l'eau de drainage : compteur de débit, échantillonnage principal (30 L) et sous-échantillonnage (2 ou 5 L).

Plus spécifiquement détaillé au § 3.1.1.2.A, ce dispositif permet la réalisation d'un échantillonnage principal de l'eau dans un bidon collecteur de 30 L et d'un sous-échantillonnage dans des flacons en verre de 2 ou 5 L selon le rythme de drainage, ce dernier étant mis en place dans le cadre du suivi du transport des ions bromures et nitrates effectué lors des travaux de thèse (Chapitres 4 et 5).

Enfin, le 01/08/2013, cinq sondes TDR CS605 (Campbell Scientific), identiques à celles mises en place sur les parcelles en sol nu (§ 2.4.2), ont été implantées horizontalement dans le profil de la Case 4 (TEMOIN) à 10, 20, 40, 60 et 80 cm soit aux mêmes profondeurs que sur la Case 1 (TEMOIN). La méthode d'instrumentation est dans un premier temps identique à celle opérée lors de l'implantation des sondes TDR TRASE sur la Case 1, avec la réalisation d'un trou dans la paroi interne de la Case 4. La sonde est ensuite insérée horizontalement dans le profil de la même manière que sur les parcelles, à savoir au travers d'un pré-perçage initial effectué à l'aide du guide et du modèle en acier fournis par le fabricant puis d'une implantation à l'aide du guide permettant de maintenir les tiges de la sonde droite. Enfin, le disque de polyéthylène est remis en place et le trou rebouché avec le mastic silicone (Image 2.15). Finalement, le branchement des sondes est réalisé sur le multiplexeur coaxial SDMX50 de la CR1000 installée dans le Regard 1

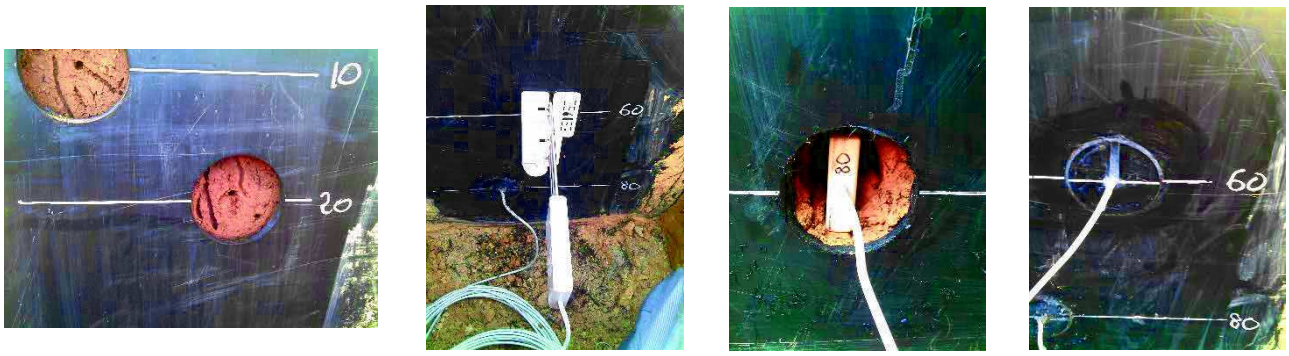


Image 2.15 : Mise en place des sondes TDR CS605 après la réalisation d'un trou dans la paroi de la Case 4 (01/08/2013).

Itinéraire technique de la thèse

L'itinéraire technique des travaux de thèse, comprenant l'ensemble des manipulations réalisées sur les parcelles et cases lysimétriques en sol nu du dispositif du site expérimental au cours de la période allant d'octobre 2012 à février 2015, est présenté sur la Figure 2.11.

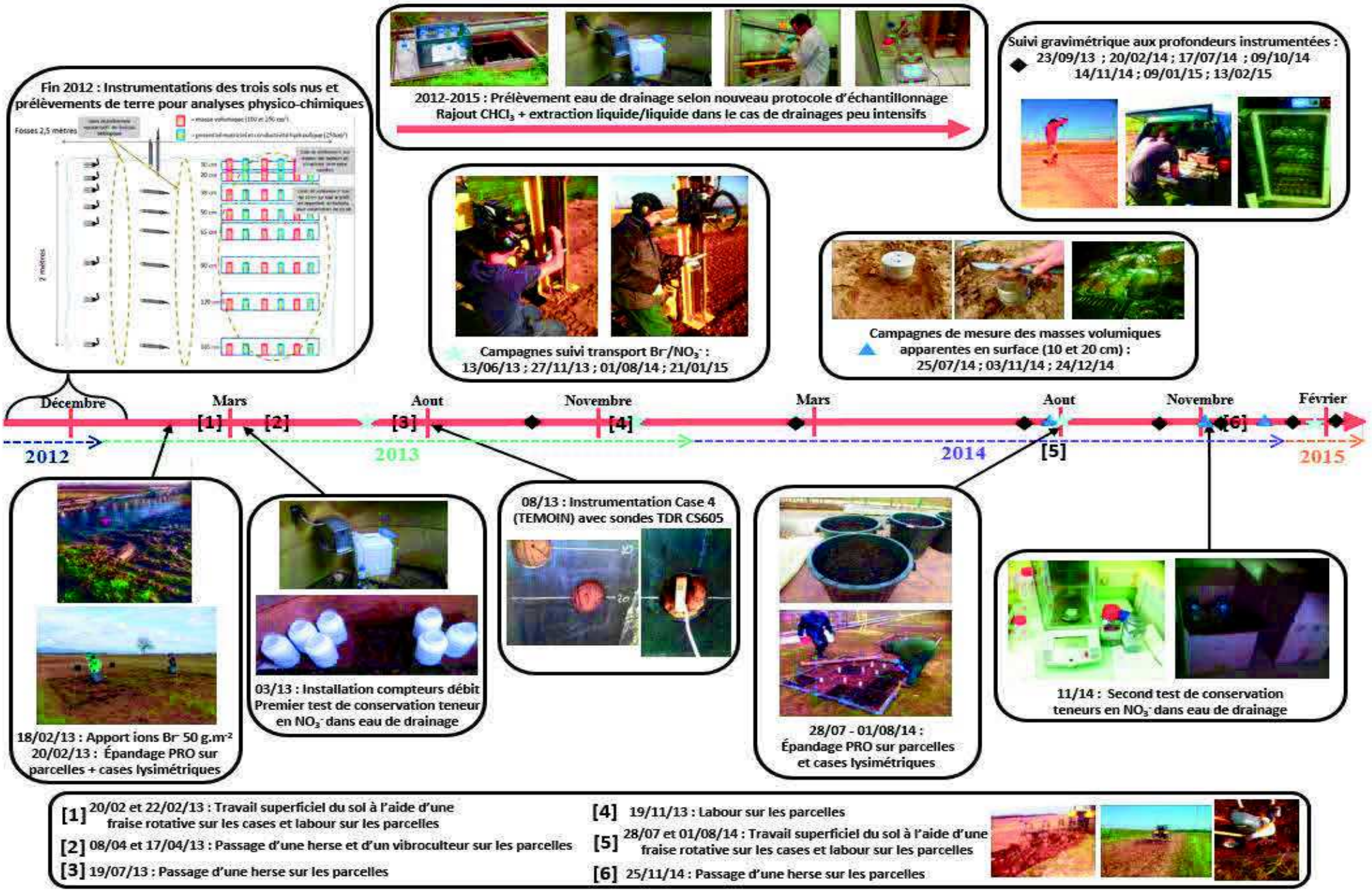


Figure 2.11 : Itinéraire technique lié aux manipulations réalisées dans le cadre des travaux de thèse (10/2012–02/2015).

CHAPITRE 3.

3 IMPACT DES APPORTS DE PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDRIQUES D'UN SOL NU

Comme développé plus longuement dans la synthèse bibliographique de ce travail de thèse, au travers de leur valeur agronomique, et plus particulièrement de leur valeur amendante, les apports répétés de PRO sont susceptibles de modifier le stock et la qualité de la matière organique du sol, mais à plus ou moins long terme et avec une intensité qui dépend de l'origine et du type de traitement appliqué ou non au produit ou au déchet avant son épandage (Adani et Tambone, 2005 ; Diacono et Montemurro, 2010 ; Haynes et Naidu, 1998). Ils impactent par conséquent directement les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol via notamment des modifications de conductivité hydraulique et de capacité de rétention en eau du sol, au travers des effets positifs sur la stabilité structurale du sol caractérisés par une augmentation du pourcentage d'agrégats stables (Aggelides et Londra, 2000 ; Annabi et al., 2011).

De ce fait, l'instrumentation des parcelles en sol nu, réalisée durant les premiers mois de la thèse, a été l'occasion de nombreux prélèvements d'échantillons de sol sur l'ensemble des profils instrumentés (Figure 2.10). Ceux-ci permettront d'étudier les effets des apports d'une boue de station d'épuration urbaine (BOUE) et de la même boue compostée avec des déchets verts (DVB) sur les propriétés physico-chimiques du sol

comprenant l'analyse au laboratoire (*i*) de la masse volumique apparente ; (*ii*) des courbes de rétention en eau ; (*iii*) de la conductivité hydraulique à saturation ; (*iv*) des paramètres qui caractérisent sa valeur agronomique (pH, capacité d'échange cationique, teneur en MO et en éléments fertilisants, etc…).

Les résultats de ces dernières, associés aux caractérisations des fractions granulométriques permettront une estimation initiale des paramètres des équations de Mualem-van Genuchten (θ_r, θ_s, α, n et K_s) propres à chaque horizon du sol des parcelles et des cases lysimétriques à l'aide des logiciels Rosetta (Schaap et al., 2001) et RetC (van Genuchten et al., 1991). Celle-ci sera utilisée pour le calage de ces paramètres via une procédure d'optimisation par méthode inverse des données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau (et de drainage pour les cases lysimétriques) réalisée à l'aide du modèle HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2013). Cette optimisation requière la prise en compte de données instrumentales fiables et a de ce fait nécessité un travail chronophage d'acquisition et d'exploitation des données fournies par les capteurs implantés à chaque profondeur instrumentée. Ce travail a notamment compris la réalisation de suivis gravimétriques qui permettent l'étalonnage des données fournies par les sondes de mesure de la teneur en eau du sol.

Matériels et méthodes

3.1.1 Mesure des propriétés hydriques du sol

3.1.1.1 Analyse des prélèvements de sol effectués au cours de l'étude

L'instrumentation des trois parcelles en sol nu retenues pour l'étude (§ 2.4.2 et Annexe 2.G) a été l'occasion de nombreux prélèvements d'échantillons qui ont été utilisés pour évaluer l'influence de l'épandage de PRO sur les propriétés hydriques et physico-chimiques de chaque horizon composant le profil de sol 0-165 cm et pour obtenir une première estimation des paramètres qui permettent de décrire et prévoir les transferts d'eau dans le sol. Les prélèvements ont été réalisés lors de l'ouverture de la fosse, en bordure de parcelle et à proximité des zones instrumentées (Image 2.4). Les différentes études et méthodes d'analyses mises en œuvre vont maintenant être détaillées.

3.1.1.1.A Rétention en eau

Relation entre teneur en eau volumique (θ) et charge de pression (h), la courbe de rétention en eau est une des caractéristiques hydriques des sols. Sa connaissance est primordiale pour la résolution de l'équation de Richards (Shwetha et Varija, 2015).

3.1.1.1.A.i Échantillonnage

Le prélèvement d'échantillons a été réalisé à l'aide de cylindres de 50 cm^3 (Ø : 5 cm ; hauteur : 2.5 cm). La méthode de prélèvement à l'aide de cylindres est en effet la plus couramment utilisée dans le cadre de la détermination des propriétés hydriques des sols par analyse au laboratoire à partir d'échantillonnages opérés *in situ*. Elle permet la réalisation de prélèvements sur un volume incluant la totalité de la porosité du sol et est particulièrement peu coûteuse et simple à mettre en place bien que relativement chronophage et pouvant présenter un risque de tassement du sol dans le cylindre (Blake et Hartge, 1986a ; Carter et Gregorich, 2007 ; Grossman et Reinsch, 2002). Pour chacune des trois parcelles étudiées, trois prélèvements d'échantillons non remaniés ont été effectués à chaque profondeur instrumentée. Ces répétitions permettront l'étude statistique d'éventuelles différences des propriétés de rétention en eau constatées à l'intérieur et entre les parcelles.



Image 3.1 : Prélèvement des échantillons destinés à l'établissement des courbes de rétention en eau.

L'étape d'échantillonnage est de plus grandement facilitée par l'existence d'un dispositif adapté au prélèvement (Image 3.1). Ce dernier permet au cylindre, préalablement inséré à l'intérieur, de s'enfoncer aisément dans la terre en faisant simplement tomber un poids en acier le long de la tige métallique et ce à

plusieurs reprises. La terre qui dépasse de chaque côté du cylindre peut alors être arasée, le cylindre étant finalement refermé à l'aide de bouchons en plastiques assurant sa protection durant le transport.

3.1.1.1.A.ii Mesure de la caractéristique de rétention en eau

Pouvant atteindre des valeurs négatives importantes, le potentiel matriciel est souvent représenté en échelle logarithmique à travers la notion de pF :

$$pF = \log_{10} |\psi| = \log_{10} |h| \qquad \textbf{Équation 3-1}$$

avec ψ la succion matricielle [cmH_2O] et h la pression exprimée en hauteur de colonne d'eau [cmH_2O].

Plusieurs méthodes permettent de déterminer au laboratoire les caractéristiques de rétention en eau d'échantillons de sol prélevés *in situ*. Dans notre cas, des presses de Richards (1948), encore appelées marmites à pression (Musy et Soutter, 1991), ont été utilisées. Cette technique reste aujourd'hui la plus communément employée (Dane et Hopmans, 2002) et devance largement d'autres méthodes d'analyse également anciennes telles que la psychrométrie (Richards et Ogata, 1961 ; Seck et Perrier, 1970). Néanmoins, divers travaux en pointent les limites : la presse de Richards est notamment susceptible d'engendrer des surestimations des teneurs en eau mesurées aux pF élevés (> 3) (Solone et al., 2012), ce qui n'est pas constaté lors d'analyse par psychrométrie au point de rosée, cette méthode étant en effet plus adaptée à la mesure aux potentiels inférieurs à -1000 cmH_2O et donc complémentaire au dispositif de presse de Richards (Bittelli et Flury, 2009).

La détermination au laboratoire de la courbe de rétention en eau propre à chaque prélèvement consiste à appliquer différents potentiels de pression négatifs à l'eau contenue dans l'échantillon. Ceux-ci résultent des forces de capillarités et d'absorption qui attirent et lient la phase liquide à la phase solide du sol et font chuter son potentiel de pression sous celui d'une eau libre.

La presse de Richards (Figure 3.1) permet de suivre l'évolution de la teneur en eau des échantillons de sol en fonction des pressions d'air croissantes qui lui sont appliquées. Dans un premier temps, l'échantillon est saturé par une humectation par capillarité, dans un système composé (*i*) d'un plateau percé en son bord par un orifice où se loge un tuyau d'alimentation en eau ; (*ii*) d'un substrat poreux composé de billes de verres de taille comprise entre 45 et 90 µm.

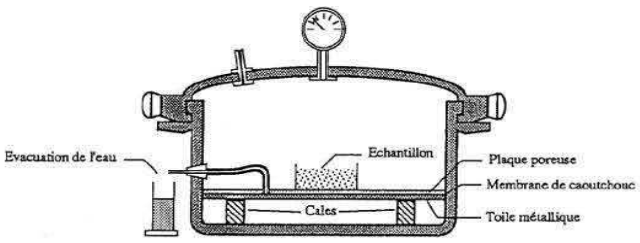


Figure 3.1 : Représentation d'une marmite à pression (Musy et Soutter, 1991).

Ce dernier est disposé en une couche de 3 à 4 cm et recouvert à sa surface par deux épaisseurs de toile en nylon dont la maille ne doit pas excéder 50 µm pour maintenir les billes. Cette configuration évite que les échantillons partiellement submergés soient contaminés par les billes de verre au cours de la phase de saturation. Enfin, une toile identifiée et pesée assure le maintien des échantillons non remaniés pour faciliter leur manipulation au cours des différentes opérations de préparation et de pesée. Les échantillons initialement saturés sont pesés et placés sur une plaque poreuse enduite d'une pâte de kaolinite préalablement humidifiée afin d'assurer une continuité hydraulique entre les échantillons et la plaque.

L'ensemble est finalement placé dans l'enceinte de la presse munie d'un manomètre qui permet de régler la pression d'air injecté et donc appliquée aux échantillons (Image 3.2).

Dès que la pression de l'air à l'intérieur de la marmite dépasse la pression atmosphérique, l'eau retenue dans le sol est extraite et s'écoule à travers la plaque poreuse, dont les pores de rayon inférieurs à 10^{-3} µm restent saturés jusqu'à des pressions appliquées de l'ordre de 16 000 cmH_2O permettant la mise en place de mesures au point de flétrissement permanent (pF 4.2). L'eau contenue dans l'échantillon va s'évacuer vers l'extérieur via une tubulure d'exhaure (Figure 3.1). Pour une pression donnée, l'écoulement cesse dès que l'équilibre entre pression à l'intérieur de la presse et forces de succion dans l'échantillon de sol est atteint.

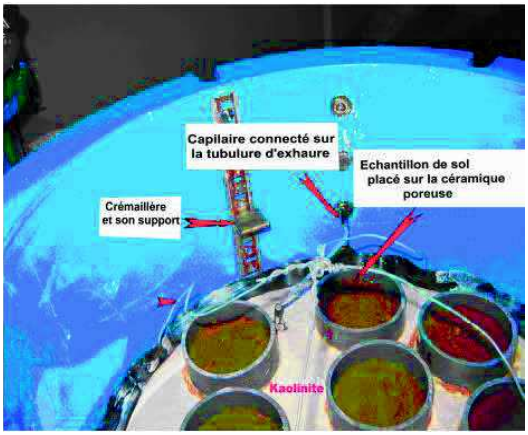


Image 3.2 : Illustration du principe des mesures effectuées dans une presse de Richards.

Finalement, la détermination de la teneur en eau volumique des échantillons est réalisée par pesées en référence à la masse sèche de l'échantillon (Gardner, 1986). Les mesures ont été effectuées pour douze pF (0 ; 1 ; 1.5 ; 2 ; 2.3 ; 2.69 ; 3 ; 3.5 ; 3.65 ; 3.8 ; 4 ; 4.2).

3.1.1.1.B Conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique (K), qui traduit l'aisance que l'eau a pour circuler à travers la porosité du sol, est, au même titre que la teneur en eau volumique du sol (θ) et la charge de pression (h), une grandeur clé permettant de caractériser le comportement hydrodynamique des différents horizons qui composent un profil de sol donné. Son étude peut être effectuée au laboratoire, *in situ* ou encore au moyen de modèles paramétriques (Dane et Hopmans, 2002). L'utilisation de ces derniers nécessite la connaissance de la conductivité hydraulique à saturation (K_s) (Mualem, 1976) qui décrit la facilité avec laquelle l'eau percole au travers d'un sol dont les pores sont remplis d'eau. Son importance contraste cependant avec les difficultés rencontrées pour sa détermination à tel point qu'elle est parfois considérée comme un mauvais indicateur de réponse aux pratiques de gestion des sols, de par son importante variabilité spatio-temporelle qui masque souvent celle induite par les apports de PRO sur les parcelles (Shwetha et Varija, 2015 ; Strudley et al., 2008).

3.1.1.1.B.i Échantillonnage

Comme évoqués ci-dessus, et généralement conjugués aux échantillonnages réalisés pour l'étude de la rétention en eau du sol au laboratoire, les prélèvements sont effectués par la méthode des cylindres (Reynolds, 2007). Des cylindres de 250 cm^3 (Ø : 8 cm ; hauteur : 5 cm) ont été utilisés dans ce but. Ayant conscience des variabilités importantes associées à la détermination K_s, le choix a été effectué de mettre en place trois échantillonnages pour chacune des huit profondeurs instrumentées de la parcelle TEMOIN, plutôt que, par exemple, l'analyse d'un unique échantillon par profondeur instrumentée pour chacune des trois parcelles.

Ceci permettra notamment d'étudier la variabilité de K_s pour des prélèvements pourtant effectués à quelques dizaines de centimètres les uns des autres. Concernant l'étape de prélèvement, un cylindre est inséré dans un réceptacle en acier qui, une fois enfoncé dans le sol, permet de conserver du sol sur ses parties inférieures et supérieures (Image 3.3-A). Ce dernier sera ensuite retiré avec précaution à l'aide d'une spatule (Image 3.3-B), la terre contenue sur les parties inférieures et supérieures des cylindres n'étant pas totalement arasée avant la préparation finale de l'échantillon effectuée au laboratoire.

Finalement, le cylindre contenant l'échantillon est placé entre deux planches de bois maintenues avec des élastiques puis stocké dans un sachet plastique individuel dans le cadre de la protection réalisée pour l'envoi de l'échantillon au laboratoire d'analyse (Image 3.3-C).



Image 3.3 : Procédure de prélèvement et stockage des échantillons destinés aux déterminations des conductivités hydrauliques à saturation.

3.1.1.1.B.ii Mesure de la conductivité hydraulique à saturation au laboratoire

De nombreuses méthodes de mesure de la conductivité hydraulique à saturation ont été mises au point depuis les années 1950, aussi bien au laboratoire que directement sur le terrain (Reynolds et al, 2002). Au champ, nous pouvons citer la méthode du trou à la tarière (Luthin et al., 1957) ou, plus fréquemment mises en place, les déterminations de K_s à l'aide d'infiltromètre en pression ou à disque (Reynolds et al., 2000). Au laboratoire, l'utilisation d'un perméamètre à charge variable ou constante est souvent rencontrée, ce dernier étant celui le plus utilisé à l'heure actuelle (Amoozegar, 1989 ; Bagarello et al., 2009).

Selon l'application de la loi de Darcy (1856), la conductivité hydraulique K correspond au facteur de proportionnalité entre le flux et le gradient hydraulique et peut être décrit par l'Équation 3-2 pour un écoulement unidimensionnel vertical :

$$Q = -K \times S\frac{dH}{dz} \qquad \textbf{Équation 3-2}$$

où Q est le débit [$cm^3.j^{-1}$], S la section de la colonne [cm^2], K la conductivité hydraulique [$cm.j^{-1}$] et dH/dz le gradient hydraulique pour un écoulement vertical.

Le principe du perméamètre à charge constante (Figure 3.2) se base sur la mesure du volume d'eau percolée à travers un échantillon saturé, pendant un intervalle de temps donné et sous un gradient hydraulique constant. Une fois le régime permanent atteint, la conductivité hydraulique à saturation peut être exprimée selon l'Équation 3-3 :

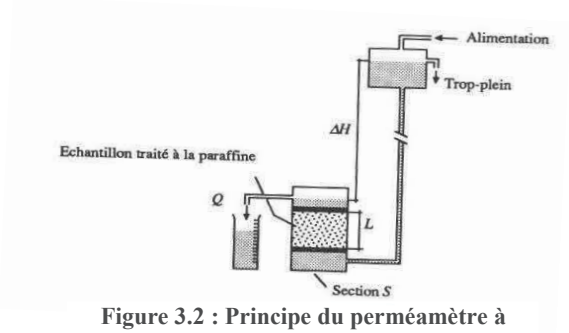


Figure 3.2 : Principe du perméamètre à charge constante (Musy et Soutter, 1991).

$$K_s = \frac{Q}{S} \times \frac{L}{\Delta H}$$ **Équation 3-3**

avec L la hauteur du massif de sol [cm] et ΔH la différence de charge totale aux extrémités de la colonne [cm].

La préparation de l'échantillon est effectuée au laboratoire au travers de la finalisation de l'arasement après avoir retiré les plaquettes en bois (Image 3.4-A). Le cylindre est alors ajusté sur celui de percolation, partie biseautée vers le haut et la mise en place d'un film blanc autour du dispositif permet d'éviter une perte importante de particules fines durant la manipulation (Image 3.4-B). Enfin, la membrane noire en caoutchouc qui permet d'assurer l'étanchéité de l'échantillon est rabattue et ce dernier est alors disposé dans le perméamètre sur la grille (Image 3.4-C).



Image 3.4 : Étapes de préparation des échantillons avant analyse pour la détermination au laboratoire de la conductivité hydraulique à saturation d'échantillons de sol non remaniés.

L'échantillon est ensuite immergé dans l'eau, qui monte progressivement par capillarité et s'écoule grâce à un siphon, selon le principe du trop-plein (Image 3.4-C). Une étape de percolation d'une durée 5 à 6 jours est nécessaire pour atteindre un régime de transfert permanent. Finalement, la détermination de K_s se fait par mesure à l'aide d'une règle de la charge totale qui correspond au niveau d'eau au-dessus du cylindre (Image 3.5-A et B) et par pesée du volume d'eau écoulé par le siphon durant une période donnée (Image 3.5-C), cette dernière étant fixée à 1 h dans le mode opératoire utilisé.



Image 3.5 : Détermination de la conductivité hydraulique à saturation au laboratoire par mesure du niveau d'eau à l'aide d'une règle puis pesée du volume écoulé au cours de la manipulation.

Cinq mesures sont effectuées sur un échantillon donné. La manipulation détaillée ci-dessus est donc répétée cinq fois au rythme d'une fois par jour pendant cinq jours. Par conséquent, cinq valeurs de conductivité hydraulique à saturation ont été obtenues pour chaque échantillon, soit au total 15 données de K_s par profondeur instrumentée dans la parcelle TEMOIN.

En outre, plusieurs travaux mettent en avant une surestimation de la valeur de K_s par les méthodes d'analyse au laboratoire (Baroni et al., 2010 ; Kumar et al., 2010). Il est également avancé qu'une détermination plus fiable de cette dernière est effectuée *in situ*, et notamment par infiltrométrie (Angulo-Jaramillo et al., 2000; Basile et al., 2003 ;Buczko et al., 2006). D'autres auteurs affirment néanmoins que les incertitudes inhérentes aux deux méthodes sont semblables du fait qu'elles ne sont représentatives de la valeur de K_s qu'au point et à l'instant de la mesure et/ou du prélèvement (Bormann et Klaassen, 2008 ; Rienzner et Gandolfi, 2014) et qu'elles ne prennent pas en compte les évolutions temporelles liées à l'activité biotique, comme par exemple les effets des galeries de lombrics sur les interconnections du réseau de macropores qui peuvent être à l'origine d'augmentation considérable des valeurs de conductivité (Chan, 2001).

3.1.1.1.C Masse volumique apparente

Les mesures de la masse volumique apparente (ρ_b [g.cm^{-3}]) à partir de prélèvements de sol réalisés à l'aide de cylindres ont été décrites en détail par Blake et Hartge (1986a). Ces mesures reposent sur la relation suivante :

$$\rho_b = \frac{m_s}{V_t} \qquad \textbf{Équation 3-4}$$

avec la pesée de la masse sèche m_s [g] d'un échantillon de sol prélevé dans un cylindre de volume V_t donné [cm^3]. Ce dernier comprend de ce fait le volume du solide ainsi que la porosité du sol, qui est définie par le volume de sol occupé par des vides, appelés pores, qui constituent l'espace entre les particules de sol et sont remplis d'air ou d'eau (Hao et al., 2007)

La masse volumique apparente ne doit pas être confondue avec la densité de particule ρ_s, caractérisée par le ratio de la masse sur le volume du solide (Blake et Hartge 1986b) et qui varie peu selon le type de sol. Celle-ci est d'ailleurs fixée le plus souvent à ρ_s = 2.65 g.cm^{-3} (Freeze et Cherry, 1979 ; Hillel, 1980).
Dans la littérature, il est avancé qu'une masse volumique apparente est mesurée de façon fiable à l'aide de cylindres dont la hauteur est inférieure au diamètre, ce dernier devant être d'au moins 5 cm et idéalement supérieur à 7.5 cm (Blake et Hartge 1986a ; Hao et al., 2007). Ces conditions ont été respectées, avec des prélèvements qui encadrent les profondeurs instrumentées et ont été effectués dans des cylindres de 50 (Ø : 5 cm ; hauteur : 2.5 cm), 250 (Ø : 8 cm ; hauteur : 5 cm) et 500 cm^3 (Ø : 8.4 cm ; hauteur : 9.1 cm), ceux-ci étant munis de systèmes d'échantillonnage (Image 3.1, Image 3.3-A et Image 3.6-A) qui permettent notamment à la terre prélevée de dépasser des deux côtés du cylindre facilitant l'étape de prise d'échantillon.

L'étude des masses volumiques apparentes des profondeurs instrumentées situées sous l'horizon travaillé a été effectuée avec des cylindres de 50 et 250 cm^3, les procédures d'échantillonnage de sol étant identiques à celles présentées au § 3.1.1.1.A.i et au § 3.1.1.1.B.i. L'étude de l'évolution de ρ_b dans l'horizon de surface a été réalisée à partir de prélèvements à 10 et 20 cm de profondeur avec les trois volumes de cylindres susmentionnés (50, 250 et 500 cm^3). La procédure d'échantillonnage comprend l'excavation des premiers centimètres de sol et une mise à niveau quelques centimètres au-dessus de la profondeur de prélèvement (Image 3.6-A). Le cylindre est alors posé sur le sol, partie biseautée vers le sol (Image 3.6-B), et le prélèvement est effectué à l'aide d'une massette frappant un maillet en caoutchouc posé sur le bloc en acier. Le cylindre est ensuite retiré de la terre à l'aide d'une bêche et de spatules (Image 3.6-C et D).



Image 3.6 : Détermination des masses volumiques apparentes : excavation des premiers centimètres de terre et mise à niveau [A], positionnement du cylindre sur le sol [B] et prélèvement à l'aide d'une bêche [C] et de spatules [D].

Le cylindre est ensuite nettoyé finement dans le but d'éliminer un maximum de terre se trouvant sur les bords latéraux, cette dernière étant ensuite soigneusement arasée au couteau de chaque côté du cylindre (Image 3.7-A et B). Son contenu est ensuite placé dans un sachet Cryovac® ou une barquette en aluminium pour détermination de sa masse sèche par gravimétrie (Gardner, 1986) (Image 3.7-C et D), le calcul de ρ_b se faisant par le rapport de la pesée de l'échantillon sec sur le volume du cylindre.

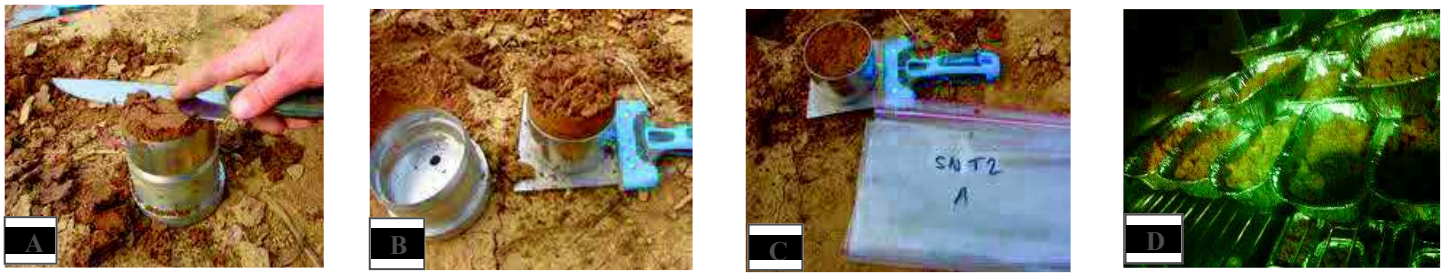


Image 3.7 : Détermination des masses volumiques apparentes : arasement de la terre sur chaque bord du cylindre [A et B] et mise en sachet Cryovac ou en barquette en aluminium pour étuvage [C et D].

Les prélèvements de sol pour la détermination de ρ_b aux différentes profondeurs instrumentées ont été réalisés pendant l'instrumentation des parcelles en sol nu, soit entre octobre et décembre 2012. Ceux-ci ont été répétés trois fois à chaque profondeur pour chaque traitement à l'aide de cylindres de 50 et de 250 cm^3. Les mesures de ρ_b à l'aide des petits cylindres ont été effectuées dans le cadre des déterminations des courbes de rétention en eau (§ 3.1.1.1.A).

En outre, trois campagnes supplémentaires, spécifiquement dédiées à l'étude de l'évolution de ρ_b dans l'horizon de surface (10 et 20 cm), ont également été réalisées durant l'étude. Celles-ci sont justifiées par la variabilité annuelle conséquente des propriétés physiques de l'horizon de surface soumis aux pratiques

culturales (cf. § 3.2.1.2.B) et ont été réalisées (*i*) le 25/07/2014, soit quelques jours avant l'épandage des PRO et leur incorporation à l'aide d'un déchaumage (01/08/2014), avec 3 échantillonnages à 10 et 20 cm pour chaque traitement dans des cylindres de 500 cm^3 ; (*ii*) le 03/11/2014, soit approximativement un an après le dernier labour et deux semaines avant le suivant. D'après les pratiques agricoles du site, il s'agit de la période où le sol est considéré comme tassé au maximum. Les prélèvements ont été répétés huit fois à chaque profondeur de surface, quatre fois à l'aide de cylindres de 250 cm^3 et quatre autres avec des cylindres de 500 cm^3 ; (*iii*) 24/12/2014, donc un mois après le labour, le schéma de prélèvement mis en place étant identique à celui du mois précédent.

3.1.1.1.D Analyses physico-chimiques

3.1.1.1.D.i Échantillonnage

Dans le cadre de la caractérisation physico-chimique du sol des trois parcelles étudiées, des prélèvements d'échantillons ont été effectués durant la phase d'instrumentation des sols nus qui a pris place d'octobre à décembre 2012. Ils ont été réalisés parallèlement à ceux destinés à l'étude des propriétés hydriques et comprennent deux échantillonnages de sol sur chaque parcelle, tous les 10 cm de 0 à 170 cm, pour un total de 102 échantillons prélevés. Une quantité minimale d'un kg de terre est échantillonnée à l'aide d'une pelle à main puis mise dans un sachet convenablement étiqueté en prévision des analyses effectuées au laboratoire.

3.1.1.1.D.ii Analyse des échantillons

Les analyses liées aux déterminations des caractéristiques physico-chimiques des sols comprennent dans un premier temps la prise en charge et la préparation de chaque échantillon, incluant un séchage à l'air, une prise d'essai représentative de quelques grammes puis un broyage à 2 mm ou 250 µm selon le type d'analyse effectuée. La caractérisation physico-chimique du sol est ensuite établie au travers de onze analyses dont les caractéristiques principales sont détaillées le Tableau 3.1.

Tableau 3.1 : Description des analyses réalisées pour caractériser les propriétés physico-chimiques des profils de sol étudiés.

Type d'analyse	*Norme Méthode*	*Réf. bibliographique*	*Principaux détails du mode opératoire de l'analyse*
Teneur en eau résiduelle	NF ISO 11465 (1994)	Gardner, 1986	Détermination de la teneur en eau résiduelle de l'échantillon selon la méthode gravimétrique
Calcaire ($CaCO_3$) total	NF ISO 10693 (2014)	Goh et al., 1993	Acidification par HCl puis mesure du CO_2 dégagé
Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation	NF X 31-107 (1992)	Gee et Bauder, 1986	Argiles (< 2 µm) ; Limons fins (2 à 20) et grossiers (20 à 50 µm) : méthode de la pipette de Robinson Sables fins (50 µm à 200 µm): tamisage et passage sous courant d'eau Sables grossiers (200 à 2000 µm) : tamisage
Granulométrie 5 fractions après décarbonatation	NF X 31-107 (1992)	Gee et Bauder, 1986	Idem ci-dessus mais après dissolution du $CaCO_3$
Carbone (C) organique	NF ISO 10694 (1995)	Page et al., 1982	Combustion sèche à 1000 °C puis mesure du CO_2 formé par chromatographie en phase gazeuse
Azote (N) total	NF ISO 13878 (1998)	Page et al., 1982	Combustion sèche à 1000 °C puis mesure du N_2 formé par chromatographie en phase gazeuse
pH eau	NF ISO 10390 (2005)	McLean, 1982	Mesure par mise en suspension de sol séché à l'air dans l'eau dans un rapport 1:5 (v/v)
Extraction au chlorure de cobaltihexammine	NF ISO 23470 (2011)	Ciesielski et al., 1997	Extrait obtenu par mise en suspension de l'échantillon et extraction avec solution de $Co(NH_3)6Cl_3$
Capacité d'échange cationique (CEC)	NF ISO 23470 (2011)	Ciesielski et al., 1997	Dosage de l'extrait par spectrocolorimétrie et déduction de la CEC
Ca, Fe, K, Mg, Mn, K échangeables	NF ISO 23470 (2011)	Soltanpour et al., 1996	Dosage de l'extrait par émission atomique en plasma induit d'argon (ICP-AES)
Na échangeables	NF ISO 23470 (2011)	Wright et Stuczynski, 1996	Dosage de l'extrait par émission atomique de flamme (EAF)

3.1.1.2 Principe des instruments de suivi de l'hydrodynamique

3.1.1.2.A Suivi du drainage sur les cases lysimétriques : les compteurs de débit

L'un des avantages majeurs propres aux systèmes de cases lysimétriques est la possibilité de récupérer l'eau de percolation pour analyser les différents contaminants qui y sont présents. Comme détaillé au § 2.5.3, des bidons assurant l'échantillonnage de 90 L d'eau drainée par case ont permis l'étude des drainages entre 2009 et mars 2013. Cependant, avec pour objectif d'estimer le plus précisément possible les volumes d'eau drainés et les flux d'ions bromures et nitrates lixiviés sur chaque case lysimétrique, un compteur de débit a été installé sur chaque case lysimétrique le 25/03/2013, soit peu de temps après le début des travaux de thèse.



Image 3.8 : Auget d'un compteur de débit et « bumper » (en rouge) permettant son étalonnage.

Fréquemment utilisés dans le cadre d'études sur lysimètres (Gebler et al., 2014 ; Kim et al., 2011 ; Nehls et al., 2011 ; Prasuhn et al., 2015), le dispositif choisi est un compteur de débit VKWA 100 en acier inoxydable (Umwelt-Geräte-Technik-UGT) qui comprend deux augets ajustables réglés pour basculer tous les 100 mL (Image 3.8) et permettant le suivi de débits allant jusque 2 $L.min^{-1}$. Des différences de quelques mL à chaque basculement pouvant engendrer des biais considérables sur l'étude d'importants volumes drainés, des étalonnages de chaque auget sont réalisés tous les 100 mm d'eau drainés par un ajustement du bumper (entouré en rouge sur l'Image 3.8) à l'aide d'une pipette jaugée de 100 mL (Image 3.9).



Image 3.9 : Étalonnage d'un auget à l'aide d'une pipette jaugée de 100 mL.

L'acquisition des données de drainage a dans un premier temps été effectuée à l'aide de clés USB reliées à l'appareillage (25/03 au 04/10/2013), ces dernières permettant un suivi de l'heure exacte de chaque basculement. À partir du 05/10/2013 et pour éviter tout problème engendré par des détériorations potentielles des clés USB liées notamment au taux d'humidité ambiant continuellement élevé dans le regard et les pertes de données qui pourraient être associées, une connexion est réalisée dans les ports de la CR1000, permettant l'acquisition de la somme des volumes drainés sur une heure pour chaque case (débit horaire).

Enfin, deux types d'échantillonnage ont été mis en place pour la récupération de l'eau de drainage. La partie principale de l'eau de drainage, récupérée dans un bidon de 30 L, est destinée aux analyses de routines effectuées depuis 2009 (majeurs, carbone organique et ETM). La possibilité de sous-échantillonner une partie de l'eau drainée grâce à un second trou dont l'ouverture peut être réglée à l'aide d'une vis (Image 3.10) a été utilisée pour la collecte de l'eau destinée à l'analyse des ions bromures et nitrates dans des flacons de 2 ou 5 L selon le rythme de drainage. En plus de nous permettre d'éviter les pertes d'informations liées aux débordements par la possibilité d'ajustement de la contenance des flacons de récupération, le sous-échantillonnage facilite la réalisation de la procédure d'ajout de chloroforme (et de son extraction éventuelle) mise en place dans le cadre de la conservation des teneurs en nitrates contenus dans l'eau de drainage et détaillée en Annexe 5.B.



Image 3.10 : Vis permettant d'ajuster les quantités d'eau sous-échantillonnées.

3.1.1.2.B Suivi du potentiel matriciel *in situ* : les tensiomètres T4e

La mesure directe de la succion d'un sol à l'aide de tensiomètres remplis d'eau a été évoquée pour la première fois par Livingston (1908), au début du XX^{ème} siècle. Le développement et l'amélioration de la précision et des gammes de potentiel matriciel pouvant être acquises par ces instruments ont pu être constatées au cours des années qui ont suivi, au travers des évolutions concernant notamment les transducteurs qui les composent et les systèmes d'acquisition de données (Or, 2001).

Lorsqu'un tensiomètre est placé dans un milieu insaturé, un gradient de potentiel hydrique va apparaître entre le sol et l'intérieur de la bougie poreuse. Le transfert d'eau qui en résulte va exercer une dépression de l'eau contenue dans le tensiomètre. Cette dépression permet la mesure du potentiel matriciel à condition que la phase liquide du milieu ait une composition voisine de celle dans le tensiomètre, ce qui est généralement le cas vu que la solution du sol est peu concentrée (Calvet, 2003). Néanmoins, à cause du phénomène de cavitation de l'eau, ce type de tensiomètre n'est pas adapté pour des mesures de pressions dans des sols secs (Mantho, 2005 ; Whalley et al., 2013). La gamme d'étude des pressions est de ce fait relativement étroite et généralement comprise entre 0 et -900 hPa (Marshall et al., 1999), bien que des instruments opérant sur des intervalles de potentiels plus larges mais moins adaptés au suivi *in situ* aient été développés récemment (Delage et al., 2008 ; Toll et al., 2013).

Pour réaliser les mesures de tension de l'eau du sol *in situ*, nous avons utilisé des tensiomètres à transducteurs de pression T4e (Umwelt Monitoring Systeme-UMS GmbH). Décrits comme robustes par le fabricant, ils sont spécialement étudiés pour permettre un suivi *in situ* sur le long terme. Les caractéristiques principales et un schéma de principe annoté du tensiomètre sont visibles sur la Figure 3.3 et dans le Tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Spécifications d'un tensiomètre T4e.

Caractéristique	*Valeur*	*Unité*
Gamme de mesure	+1000 à -850	hPa
Précision	5	hPa
Diamètre céramique	24	mm
Longueur céramique	60	mm
Diamètre corps acrylique	25	mm
Longueur tensiomètre	40 à 200	cm
Gamme de pH	3 à 10	-

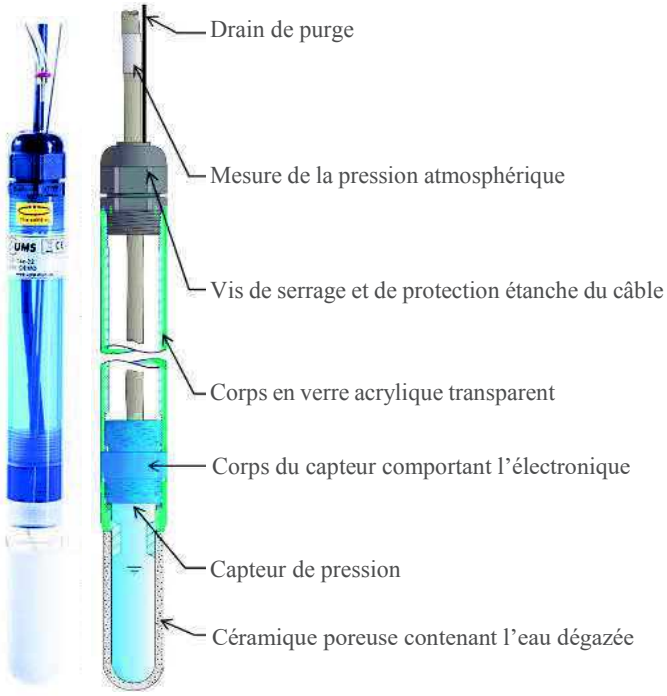


Figure 3.3 : Schéma de principe d'un tensiomètre T4e.

Compte tenu de la méthode de calibration de l'instrument réalisée au laboratoire, une installation non horizontale entraîne une correction de l'offset à appliquer aux valeurs de pressions fournies par le tensiomètre. Celle-ci est proportionnelle au cosinus de l'angle d'inclinaison par rapport à la verticale et consiste en

l'addition de (*i*) + 0.45 hPa dans le cas des tensiomètres enterrés dont l'angle d'inclinaison est de 85° par rapport à la verticale ; (*ii*) + 4.3 hPa dans le cas des tensiomètres installés depuis la surface, dont l'angle d'inclinaison est de 30° par rapport à la verticale.

Enfin, le remplissage des instruments avec de l'eau dégazée est indispensable, notamment en l'absence de pluie pendant plusieurs semaines et donc pour un sol maintenu dans un état hydrique sec durant une longue période. La nécessité de la mise en place d'une purge pourra être mise en évidence par (*i*) l'arrêt de l'acquisition des données suite à la perte complète de l'eau contenue dans l'instrument et les drains de purge ; (*ii*) la présence de pics arrondis et non plus nets à l'arrivée de nouvelles pluies ; (*iii*) la difficulté qu'ont les données de potentiel matriciel à atteindre le minimum de -800 hPa. La présence de deux tubes capillaires permet d'effectuer la purge de l'instrument directement à l'endroit d'instrumentation et donc sans les manipulations chronophages liées à l'enlèvement et à la remise en place du tensiomètre comme cela aurait été le cas dans le cadre d'un remplissage effectué au laboratoire. La purge est réalisée à l'aide d'une seringue et selon l'orientation de l'instrument définie lors de son implantation (Figure 3.4). Cette méthode de remplissage permet ainsi la mesure sur une gamme de potentiel matriciel indiquée par le fabricant comme étant comprise entre 0 et -800 hPa.

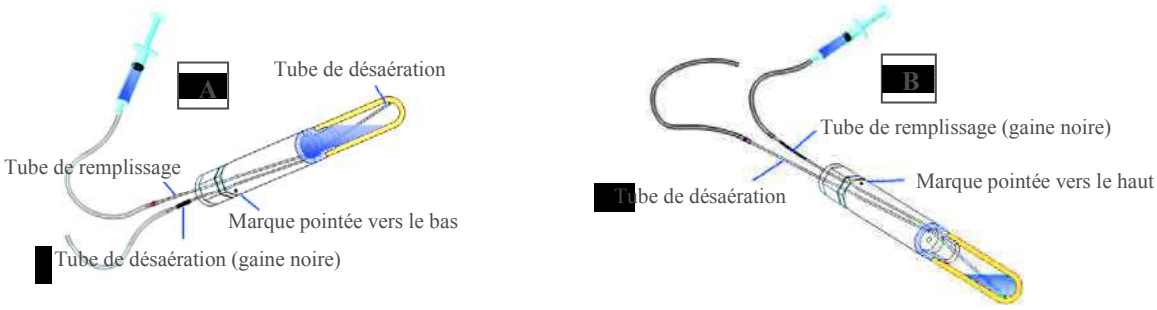


Figure 3.4 : Mise en place de la purge du tensiomètre selon une installation horizontale [A] ou verticale [B].

3.1.1.2.C Suivi de la teneur en eau *in situ* : les sondes TDR CS605 et TRASE

De nombreuses techniques sont employées pour assurer un suivi *in situ* de la teneur en eau des sols (Susha Lekshmi et al., 2014). Celles-ci reposent sur l'utilisation de capteurs de mesure de grandeurs qui se basent sur diverses propriétés physiques comme, entre autres, la résistivité du sol (David Suits et al., 2004), le flux de chaleur (Tarara et Ham, 1997), la thermalisation des neutrons (Evett, 2000) ou l'atténuation de rayons gamma (Pires et al., 2005) et enfin les propriétés diélectriques avec l'utilisation de sondes de réflectométrie en domaine temps (TDR), fréquence (FDR) ou de capacité (Comparon, 2005).

Dans le cadre de la thèse, les mesures de teneur en eau du sol aux différentes profondeurs instrumentées ont été effectuées à l'aide de sondes se basant sur la technique TDR. Utilisées pour la première fois il y a plus de 40 ans (Fellner-Feldegg, 1969) elles furent appliquées à la détermination des conductivités électriques et des teneurs en eau volumiques quelques années plus tard (Dalton et al., 1984 ; Topp et al., 1980 ; Topp et Davis, 1985) et représentent aujourd'hui une méthode standardisée pour le suivi de la dynamique de la teneur en eau des milieux poreux insaturés. En effet, son coté non destructif, sa facilité de mise en place et ses bonnes résolutions spatiales et temporelles sont renforcées par la possibilité d'automatisation qui permet une

acquisition continue de données sur l'ensemble de la gamme de teneur en eau mesurable (Dobriyal et al., 2012 ; Pastuszka et al., 2014 ; Skierucha et al., 2008). La technique se base sur la mesure du temps de propagation (émission-réception) d'une impulsion électromagnétique très brève (bande de fréquence de l'ordre du GHz) le long de plusieurs tiges d'acier de longueur connue.

Ce temps est fonction de la constante diélectrique apparente (K_a [-]), propre au milieu dans lequel sont insérés les tiges d'acier, selon la relation suivante :

$$\Delta t = \frac{2L\sqrt{K_a}}{c} \qquad \textbf{Équation 3-5}$$

où Δt représente le temps de trajet de l'impulsion électromagnétique [s], L la longueur du guide d'onde [cm] et c la vitesse de la lumière (3×10^{10} cm.s^{-1}).

La teneur en eau volumique (θ [cm^3.cm^{-3}]) peut ensuite être déterminée empirement à partir de K_a selon un polynôme du troisième ordre établi par Topp et al. (1980) :

$$\theta = -5.3\times10^{-2} + 2.92\times10^{-2}K_a - 5.5\times10^{-4}K_a^2 + 4.3\times10^{-6}K_a^3 \qquad \textbf{Équation 3-6}$$

Cette relation est actuellement considérée comme la meilleure solution pour l'obtention de la teneur en eau du sol à partir de mesures TDR (Černý, 2009), notamment parce qu'il a été démontré l'absence de sensibilité importante de K_a aux variations de température, de texture du sol et de masse volumique apparente pour des mesures effectuées dans des gammes de hautes fréquences (Topp et al., 1980). Les différences entre constante diélectrique apparente de l'air (1), d'une phase solide (2 à 16) (Hallikainen et al., 1985) et de l'eau pure (81) (Curtis et Defandorf, 1929) permettent en effet une étude précise des changements de teneur en eau volumique du milieu (Noborio, 2001).

Des sondes TDR CS605 (Campbell Scientific) (Image 3.11) ont été implantées horizontalement aux huit profondeurs d'instrumentation de la parcelle, définies dans le cadre de l'étude et selon la méthodologie explicitée en Annexe 2.G. Le même type de sonde a équipé la Case 4 (TEMOIN) à partir du 01/08/2013, aux profondeurs définies pour l'étude de la dynamique hydrique sur le profil des lysimètres (§ 2.5.3).

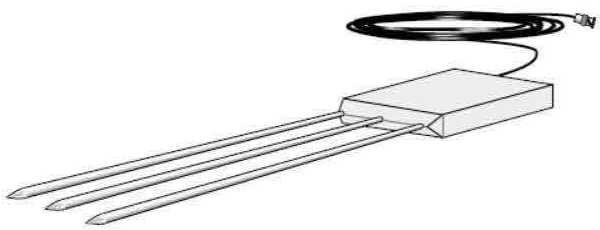


Image 3.11 : Représentation d'une sonde TDR CS605.

Tableau 3.3 : Spécifications d'une sonde TDR CS605.

Caractéristique	*Valeur*	*Unité*
Conductivité max. du sol	1.4	dS.m^{-1}
Longueur tige	30	cm
Diamètre tige	0.475	cm
Espacement entre tiges	4.5	cm
Dimensions tête époxy	10.8*7*1.9	cm
Longueur max. cable RG58	15	m
Poids sonde	363	g
Poids cable RG58	272	g.3.1 m^{-1}

Souvent utilisées pour le suivi des évolutions de teneur en eau *in situ* (Bittelli et al., 2008 ; Herkelrath et Delin, 2001 ; Paige et Keefer, 2008 ; Yoshikawa et al., 2004), les CS605 sont composées de trois tiges pointues en acier inoxydable, dont les spécifications sont visibles dans le Tableau 3.3.

Le module TDR100 génère une impulsion envoyée au câble coaxial RG58 et à la sonde à travers le multiplexeur (SDMX50). Les variations d'impédance le long des tiges sont caractérisées par un temps de retour qui est fonction de la constante diélectrique apparente du milieu et par conséquent de la teneur en eau moyenne comprise dans le volume de sol situé entre les tiges.

L'expression de K_a (Équation 3-5) peut être simplifiée selon l'Équation 3-7 suivante :

$$\sqrt{K_a} = \frac{L_a}{L} \qquad \textbf{Équation 3-7}$$

où la longueur apparente de la sonde TDR (L_a [cm]) est déterminée à l'aide du logiciel PCTDR, à partir de la forme de l'onde réfléchie et de la distance totale séparant le module TDR100 où l'onde est émise de celle du bout des tiges en acier inoxydable de la sonde implantée dans le sol.

En outre, l'acquisition des données de teneur en eau sur la Case 1 (TEMOIN) a quant à elle été réalisée depuis mars 2009 à l'aide du système TRASE (Soil Moisture Equipment Corps, Santa Barbara, CA ; Image 3.12) dont les spécifications ainsi que celles des sondes de mesure qui lui sont associées, sont reportées dans le Tableau 3.4. De conception plus ancienne que le module TDR100, il se base néanmoins sur le même principe de mesure et comprend un générateur d'impulsion, un chronomètre électronique et des micro-processeurs permettant de convertir la vitesse de propagation de l'onde en teneur en eau volumique via un étalonnage interne. Également souvent utilisées pour le suivi *in situ*, et notamment dans le cadre de travaux de comparaisons des performances associées à l'utilisation de différents types de capteurs (Chow et al., 2009 ; Jones et al., 2002 ; Walker et al., 2004), ces sondes TDR permettent l'obtention de teneur en eau enregistrées par le TRASE (Image 3.12) et une acquisition de données horaires fournies par cinq capteurs implantés aux mêmes profondeurs instrumentées que celles étudiées avec les CS605 sur la Case 4.



Image 3.12 : Système TRASE et sonde TDR associée.

Tableau 3.4 : Spécifications du système TRASE et des sondes TDR associées.

Caractéristique	*Valeur*	*Unité*
Longueur tige	20	cm
Diamètre tige	0.3	cm
Espacement entre tiges	5	cm
Longueur cable coaxial	2	m
Poids sonde	170	g
Poids TRASE	11.92	kg
Dimensions TRASE	61*73.7*24.1	cm

3.1.1.3 Étalonnage des données de teneur en eau volumique fournies par les sondes TDR à l'aide de la méthode gravimétrique

3.1.1.3.A Justification de la nécessité de correction des données TDR

Bien que la détermination de la dynamique de teneur en eau du sol *in situ* à l'aide de sondes TDR soit aujourd'hui très répandue, celle-ci comporte néanmoins plusieurs inconvénients. De nombreux travaux font en effet état de l'influence de la structure et texture du sol, du type de sonde, de son placement dans le sol ou encore de la longueur du câble coaxial et des guides d'ondes sur la précision des teneurs en eau mesurées par cette dernière (Blonquist et al., 2005 ; Chow et al., 2009 ; Delin et Herkelrath, 2005 ; Evett et al., 2006 ; Maroufpoor et al., 2009 ; Pastuszka et al., 2014). Ainsi, des teneurs en eau erronées peuvent être obtenues selon le type de sonde utilisée et les variations de contact entre guides d'onde et sol, ces dernières ayant une influence directe sur la mesure (Dobriyal et al., 2012).

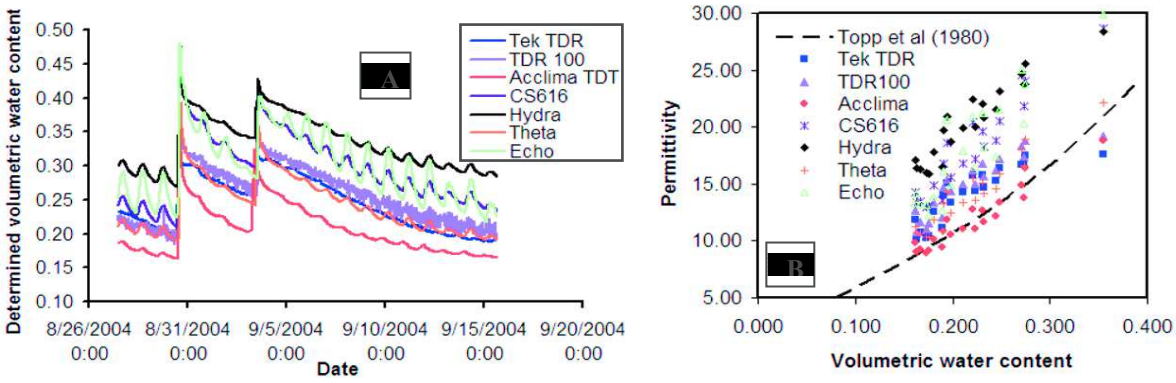


Figure 3.5 : Évolutions des teneurs en eau volumiques en fonction du temps mesurées pour un sol limoneux avec sept capteurs différents [A] et détermination des relations entre permittivité et teneur en eau volumique pour chaque sonde et comparaison avec la relation établie par Topp et al (1980) [B] (Robinson et al., 2008).

Robinson et al. (2008) ont observé que le volume limité échantillonné pour la mesure, ainsi que les effets de la compaction autour des guides d'onde lors de l'insertion de la sonde dans un sol limoneux entraînent des surestimations des teneurs en eau mesurées par des sondes capacitives et TDR, et notamment avec des instruments semblables aux nôtres (TDR100). Nous constatons en effet, au travers des résultats présentés sur la Figure 3.5, que seule la technique de transmissiométrie en domaine temps et les mesures effectuées par la sonde Acclima Digital TDT® permettent l'obtention de teneur en eau jugées correctes selon la relation établie par Topp et al. (1980). La mise en place d'une correction des données mesurées par des sondes TDR compatibles avec un réflectomètre TDR100 semble par conséquent primordiale dans le cadre de l'obtention de teneurs eau qui permettent de décrire l'état hydrique réel du sol à un instant t.

3.1.1.3.B Principe du suivi gravimétrique

Un étalonnage des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR sera donc effectué à travers la mise en place de suivis gravimétriques. Souvent utilisée dans ce but (Chalhoub, 2010 ; Evett et al., 2006 ; Rana et Katerji, 2000), cette méthode repose sur la mesure de la teneur en eau massique (θ_m [$g.g^{-1}$]) du sol à une profondeur donnée à partir du prélèvement d'un volume de sol donné et de son séchage en étuve à 105 °C pendant au minimum 24 h (Gardner, 1986).

La teneur en eau volumique du sol [$cm^3.cm^{-3}$] peut ensuite être déterminée selon la relation suivante :

$$\theta = \frac{\rho_b}{\rho_w}\theta_m \qquad avec\ \theta_m = \frac{M_w}{M_s} \qquad \textbf{Équation 3-8}$$

avec ρ_b [g.cm^{-3}] la masse volumique apparente à la profondeur sondée, ρ_w celle de l'eau (1 g.cm^{-3}), M_w la masse d'eau dans l'échantillon [g] et M_s la masse de sol sec [g].

De par sa facilité de mise en œuvre et sa précision, la technique gravimétrique est employée mondialement comme standard de référence pour déterminer les teneurs en eau. Sa mise en place pour la correction de données fournies par les sondes TDR est par conséquent totalement justifiée.
Toutefois, Hillel (1982) a montré qu'une température de 105 °C n'était pas toujours suffisante pour évaporer toute l'eau de sols à la texture fortement argileuse et que certains échantillons pouvait déjà subir des altérations de la matière organique qu'ils contiennent à cette température, les pertes n'étant par conséquent pas uniquement dues à l'évaporation de l'eau et créant ainsi des biais sur les teneurs en eau mesurées. Enfin, cette méthode relativement chronophage et destructive ne permet pas un suivi aussi détaillé de l'évolution des teneurs en eau au cours du temps que celui établi à partir de mesures de sondes TDR, dont l'acquisition est réalisée de façon horaire, d'où la nécessité de se servir de la méthode gravimétrique uniquement pour étalonner les données fournies par les instruments.

3.1.1.3.C Mode opératoire des suivis gravimétriques

Le suivi gravimétrique pour l'étalonnage des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR est effectué par trois sondages manuels à chaque profondeur instrumentée. Ceux-ci sont réalisés à l'aide d'une tarière (Image 3.13-A), l'intervalle des profondeurs prélevées encadrant celles instrumentées (Tableau 3.5), permettant l'obtention d'un échantillon d'au minimum 100 g jugé représentatif du sol. Les échantillons sont arasés en dehors de la parcelle (Image 3.13-B) pour prévenir toute contamination pouvant être due à de la terre ne provenant pas de l'intervalle sondé. Ils sont ensuite mis dans une barquette en aluminium et directement pesés au champ (Image 3.13-C) puis repesés après étuvage à 105 °C durant au moins 24 h (Image 3.13-D) pour déterminer θ_m (Équation 3-8).

Tableau 3.5 : Intervalles de profondeurs prélevées lors des suivis gravimétriques.

Profondeur sondée [cm]	*Prélèvement*
10	5 - 15
20	16 - 25
37	32 - 42
50	45 - 55
65	60 - 70
90	85 - 95
120	115 - 125
165	160 - 170

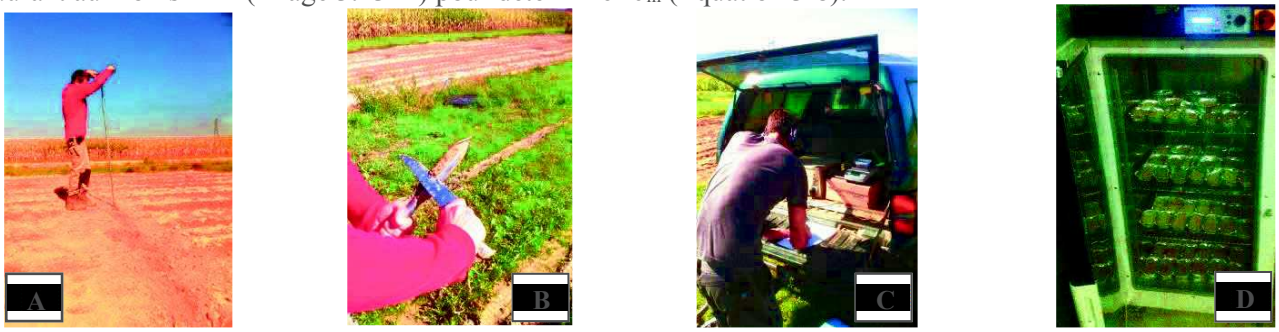


Image 3.13 : Les différentes étapes qui composent un suivi gravimétrique avec : le prélèvement de sol à l'aide d'une tarière manuelle [A], l'arasement de l'échantillon pour éviter toute contamination [B], la pesée du sol dès sa mise en barquette aluminium [C] et l'étuvage pour la pesée de la masse de sol sec [D].

Onze suivis gravimétriques ont finalement été réalisés entre septembre 2013 et février 2015. Reportés dans le Tableau 3.6, sept concernent l'ensemble des profondeurs instrumentées et quatre sondages supplémentaires (notés « S ») sont spécifiques au suivi de l'état hydrique de l'horizon de surface (10 et 20 cm).

Tableau 3.6 : Date correspondante à la mise en place de chaque campagne gravimétrique et références associées.

Date	*Référence Campagne*
23/09/2013	1
15/01/2014	1_S
20/02/2014	2
17/07/2014	3
13/08/2014	2_S
09/10/2014	4
03/11/2014	3_S
14/11/2014	5
24/12/2014	4_S
09/01/2015	6
13/02/2015	7

En effet, et comme nous le verrons plus bas (§ 3.2.2.1.B et § 3.2.2.2), l'enlèvement et la remise en place des sondes TDR dans le cadre des pratiques culturales du site entrainent des sauts dans les données fournies par les capteurs, ces dernières nécessitant par conséquent un étalonnage spécifique à chaque période. Pour chaque suivi mis en place, un coefficient est établi par le rapport entre teneur en eau réelle ($\theta_{Réelle}$ [$cm^3.cm^{-3}$]) calculée à la profondeur instrumentée sondée par la méthode gravimétrique et celle fournie par la sonde TDR à cette même profondeur (θ_{TDR} [$cm^3.cm^{-3}$]) et sur l'intervalle de temps correspondant au prélèvement. Les couples de valeurs ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) obtenus pour chaque campagne permettront l'étalonnage des données fournies par les sondes TDR à travers (*i*) l'application de coefficients selon les différentes périodes pour les profondeurs instrumentées dans l'horizon labouré (10 et 20 cm) ; (*ii*) l'établissement de droites de régression linéaire d'équation y = ax +b pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface (37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm). Les justifications de ces choix seront discutées dans les parties consacrées à l'exploitation des données instrumentales et des suivis gravimétriques mis en place (§ 3.2.2.1 et § 3.2.2.2).

Finalement, des teneurs en eau corrigées ($\theta_{Corrigée}$ [$cm^3.cm^{-3}$]) ont été établies à chaque profondeur instrumentée et utilisées dans le cadre des études effectuées concernant la caractérisation des propriétés hydriques de chacune des trois parcelles d'intérêt au travers notamment (*i*) de l'évolution des variables d'état hydrique au cours du temps ; (*ii*) de l'établissement des courbes de rétention en eau à partir des données *in situ* ; (*iii*) de l'établissement des paramètres permettant la description de l'hydrodynamique selon une procédure d'optimisation par méthode inverse réalisée à l'aide d'HYDRUS-1D.

3.1.2 Modélisation de l'hydrodynamique

3.1.2.1 HYDRUS-1D : notions de bases et caractéristiques du modèle

L'intérêt grandissant concernant l'influence des pratiques agricoles et industrielles sur la qualité des eaux de surface et souterraines a mené à la création de nombreux modèles analytiques et numériques destinés à la description des flux d'eau et du transport de solutés dans un milieu poreux variablement saturé.

Permettant également la simulation des transferts dans des milieux à deux ou trois dimensions (Šimůnek et al., 2006a, b), nous avons utilisé la version unidimensionnelle du programme HYDRUS (HYDRUS-1D) pour l'analyse de l'hydrodynamique dans un profil de sol vertical (Šimůnek et al., 2013). Celle-ci se base sur de

nombreux codes déjà existants tels que SUMATRA (van Genuchten, 1978), WORM (van Genuchten, 1987), SWMII (Vogel, 1987) et diverses versions antérieures d'HYDRUS (Kool et van Genuchten, 1991).

3.1.2.1.A Équation de Richards et méthode de résolution

Se basant sur la méthode des éléments finis (Galerkin), le programme HYDRUS-1D résout de manière numérique l'équation de Richards (1931) qui régit le mouvement vertical monodimensionnel de l'eau dans la zone vadose selon :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left[K\left(\frac{\partial h}{\partial z} + \cos\alpha\right)\right] - S \qquad \textbf{Équation 3-9}$$

avec θ la teneur en eau volumique [$cm^3.cm^{-3}$], t le temps [j], z l'axe vertical orienté positivement vers le bas [cm], h le potentiel matriciel exprimé en unité de charge hydraulique [cm], α l'angle entre la direction de l'écoulement et l'axe vertical (α = 0°), S la fonction puits racinaire [$cm^3.cm^{-3}.j^{-1}$] et K la fonction de conductivité hydraulique [$cm.j^{-1}$] définie par l'Équation 3-10 ci-dessous :

$$K(h,z) = K_s(z) \times K_r(h,z) \qquad \textbf{Équation 3-10}$$

où K_s est la conductivité hydraulique à saturation [$cm.j^{-1}$] et K_r la conductivité hydraulique relative [-].

La résolution de l'Équation 3-9 est basée sur deux fonctions non linéaires du potentiel matriciel qui décrivent les propriétés hydriques du sol, à savoir la courbe de rétention en eau θ(h) et la courbe de conductivité hydraulique K(h). Leur description est permise par HYDRUS-1D à travers l'utilisation de cinq fonctions analytiques établies par (*i*) Brooks et Corey (1964); (*ii*) van Genuchten (1980) ; (*iii*) Vogel et Cislerova (1988) ; (*iv*) Durner (1994) ; (*v*) Kosugi (1996).

Comme nombre de travaux de modélisation concernant la description de l'hydrodynamique *in situ*, le choix s'est porté sur l'utilisation de l'expression de van Genuchten (1980) donnée par l'Équation 3-11, pour décrire la courbe de rétention en eau des horizons qui composent les profils de sols étudiés.

$$(h) = \begin{cases} \theta_r + \dfrac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^m}, & h < 0 \\ \theta_s, & h \geq 0 \end{cases} \qquad \textbf{Équation 3-11}$$

$$Avec \qquad m = 1 - \frac{1}{n} \quad , \quad n > 1$$

où θ_r et θ_s représente respectivement les teneurs en eau résiduelle et à saturation [$cm^3.cm^{-3}$], α, un paramètre empirique relié au potentiel matriciel au point d'inflexion de la courbe de rétention [cm^{-1}] et n, un paramètre de distribution de la taille de pores [-] qui détermine la pente de la courbe au point d'inflexion.
Il faut noter que la valeur du paramètre empirique m [-] prise en compte (Équation 3-11) est considérée comme celle la moins encline à compromettre la précision du calage pour une grande majorité de type de sols (van Genuchten et Nielsen, 1985 ; van Genuchten et al., 1991). Cette expression est associée au modèle statistique de distribution de la taille des pores établi par Mualem (1976) pour prédire la fonction de conductivité hydraulique en milieu insaturé selon l'Équation 3-12 suivante :

$$K(h) = K_s S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{\frac{1}{m}})^m\right]^2 \qquad \textbf{Équation 3-12}$$

$$Avec \qquad S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

où S_e représente la saturation effective [-] et l le paramètre de connectivité des pores [-] qui est le plus souvent gardé constant indépendamment du type de sol et fixé à 0.5 par Mualem (1976) (ou 2 par Brooks et Corey (1964)).

3.1.2.1.B Optimisation inverse et fonction objectif

Les cinq paramètres des équations de van Genuchten et Mualem permettant la description de l'hydrodynamique des différents horizons qui composent un profil de sol donné (θ_r, θ_s, α, n et K_s) sont calés par méthode inverse. Celle-ci repose sur la minimisation d'une fonction objectif (Φ) par la méthode non linéaire de Levenberg-Marquardt (Marquardt, 1963), qui est reconnue comme un standard de calage par la méthode non linéaire des moindre carrés (van Genuchten, 1980; Kool et al., 1985) et permet l'obtention d'intervalles de confiance pour chaque paramètre optimisé. Par conséquent, Φ, expression de la différence entre valeurs observées expérimentalement et celles prédites par le modèle, est définie de la façon suivante (Šimůnek et al., 1998) :

$$\Phi(b,q) = \sum_{j=1}^{m_q} v_j \sum_{i=1}^{n_{qj}} w_{i,j} \left[q_j^*(z,t_i) - q_j(z,t_i,b)\right]^2 \qquad \textbf{Équation 3-13}$$

avec $q_j^*(z,t_i)$ variables observées au temps t_i et à la profondeur z, $q_j(z,t_i,b)$ celles modélisées pour le vecteur b des paramètres calés (θ_r, θ_s, α, n et K_s), m_q le nombre de jeux de mesures distinctes, n_{qj} le nombre de mesures d'un jeu et enfin v_j et $w_{i,j}$ les poids associés respectivement à un jeu de mesures et à une donnée individuelle. Ces derniers sont fixés à 1, lorsqu'il n'y a *a priori* aucune raison d'accorder plus d'importance à une donnée expérimentale plutôt qu'une autre dans le cadre du calage par modélisation inverse (Kool et al., 1987).
À noter enfin que v_j est donné par Clausnitzer et Hopmans (1995) :

$$v_j = \frac{1}{n_j \sigma_j^2} \qquad \textbf{Équation 3-14}$$

où n_j est le nombre de données du jeu considéré et σ_j^2 la variance associée aux mesures.

3.1.2.1.C Statistiques de la solution inverse

En plus des valeurs moyennes et intervalles associés, les calages effectués sur HYDRUS-1D sont agrémentés d'informations supplémentaires quant aux statistiques des paramètres optimisés par méthode inverse avec (*i*) une matrice qui indique le degré de corrélation entre les paramètres optimisés. Elle sera utilisée dans les démarches de modélisation adoptées (cf. Figure 3.42 et Figure 3.45) ; (*ii*) r^2, une mesure de la qualité de la

simulation par l'étude de la régression entre données observées $\hat{y}_i$ et prédites y_i (Équation 3-15) ; (*iii*) l'erreur type ($s(b_j)$) qui exprime la mesure relative de la déviation autour la valeur moyenne b_j du paramètre calé et qui est estimée à partir de la fonction objectif, du nombre d'observations, du nombre de paramètres à caler et d'une matrice inverse (Daniel et Wood, 1971) ; (*iv*) la T-Value, qui fournit une mesure absolue de la déviation autour de la moyenne (Équation 3-16) ; (*v*) les intervalles de confiances à 95 %, qui doivent de préférence encadrer étroitement la valeur moyenne du paramètre optimisé par méthode inverse. De larges intervalles indiquent en effet un faible impact du paramètre sur les valeurs calculées et donc une faible précision sur sa détermination.

$$r^2 = \frac{\left[\sum w_i \hat{y}_i y_i - \frac{\sum \hat{y}_i \sum y_i}{\sum w_i}\right]}{\left[\sum w_i \hat{y}_i{}^2 - \frac{(\sum \hat{y}_i)^2}{\sum w_i}\right]\left[\sum y_i{}^2 - \frac{(\sum y_i)^2}{\sum w_i}\right]} \qquad \textbf{Équation 3-15}$$

$$T = \frac{b_j}{s(b_j)} \qquad \textbf{Équation 3-16}$$

3.1.2.2 Périodes de simulation définies sur les parcelles et les cases lysimétriques

Dans le cadre de l'étude de l'hydrodynamique, la période de modélisation est définie par l'intervalle de temps sur lequel les optimisations par méthode inverse des dynamiques de données instrumentales (et de drainage dans le cas des cases) sont opérées pour caler les paramètres des équations de van Genuchten et Mualem qui permettent de la décrire. Un facteur déterminant pour le choix de la période concerne le fonctionnement optimal d'un nombre maximum de capteurs. Les valeurs journalières de potentiel matriciel fournies par les tensiomètres implantés à 165 cm sont définies comme condition limite inférieure du modèle établi sur les parcelles (§ 3.1.2.4.C). De ce fait, une condition nécessaire à la modélisation va être le fait que les tensiomètres à cette profondeur permettent l'acquisition de données jugées fiables.

De plus, bien que le fonctionnement des autres sondes ne constitue pas une condition *sine qua non* pour faire tourner le modèle, le processus de modélisation repose sur une optimisation réalisée par méthode inverse. Il est donc primordial que l'ensemble des capteurs puisse fournir un maximum de données exploitables durant la période de modélisation, pour assurer une robustesse du modèle à travers les paramètres obtenus par l'étude des dynamiques instrumentales. La période de modélisation sur les parcelles a ainsi débutée quelques semaines après l'implantation de l'ensemble des capteurs dans les profils de sol et la vérification du bon fonctionnement des branchements effectués dans la centrale, au travers de l'acquisition de données jugées cohérentes à chaque profondeur instrumentée.

Détaillées dans le Chapitre 4, les caractéristiques liés à l'apport des ions bromures, solutés inertes et conservatifs, vont également être à la base de la définition des périodes de modélisation sur les parcelles et les cases lysimétriques. En effet, le début de la période de modélisation a été défini selon la date d'apport des bromures sur chaque dispositif d'étude et plus précisément par celle du travail du sol ayant permis

l'homogénéisation des teneurs épandues dans l'horizon de surface. Enfin, la date de fin de simulation est fixée selon les dates des dernières campagnes de prélèvements de sol et d'eau liées aux suivis des dynamiques d'ions Br^- et NO_3^- sur chaque dispositif d'étude. Finalement, les périodes de simulation définies pour l'étude de la dynamique hydrique et du bromure à l'aide d'HYDRUS-1D sont les suivantes : (*i*) du 22/02/2013 au 31/01/2015 sur les parcelles ; (*ii*) du 20/02/2013 au 28/02/2015 sur les cases lysimétriques.

3.1.2.3 Création des profils de sol à l'aide d'HYDRUS-1D

La création des profils de sol est effectuée à partir des informations dont nous disposons relatives à la reconstitution du sol des cases lysimétriques en septembre 1983 et l'étape d'instrumentation des parcelles en sol nu réalisée d'octobre à décembre 2012.

3.1.2.3.A Profil de sol des parcelles

Au sein des cinq horizons des profils de sol des parcelles dont les profondeurs ont été caractérisées pédologiquement en mai 2005 et spécifiquement à chaque parcelle en sol nu fin 2012 lors de l'étape d'instrumentation (Tableau 2.4), un matériau est défini pour chacune profondeur instrumentée. Nous pouvons remarquer que seul le matériau M_{8p}, caractérisant l'horizon H_{5p} (SCca-2) n'encadre pas une profondeur instrumentée (Figure 3.6). En effet, nous profitons de l'implantation de sondes à 165 cm, donc juste au-dessus de la couche sablo-caillouteuse IIDcx qui ne peut être étudiée, pour définir les données des tensiomètres à cette profondeur comme condition limite inférieure du modèle (§ 3.1.2.4.C). De plus, chaque profondeur d'instrumentation est identifiée par un nœud d'observation pour lequel les dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau journalières vont être renseignées dans le cadre de mise en place de la modélisation par méthode inverse. Enfin, le maillage adopté pour l'édition du profil de sol unidimensionnel de l'ensemble des parcelles étudiées sur HYDRUS-1D comprend une discrétisation verticale tous les centimètres, soit un total de 166 nœuds (n+1). Ceci est justifié par des profondeurs d'instrumentation identiques entre les parcelles et des caractérisations physico-chimiques qui, comme nous le verrons au § 3.2.1.1.B, n'ont pas permis de mettre en évidence de différences de texture flagrantes entre horizons et matériaux entre les parcelles. Par conséquent, un profil de 165 cm a été créé pour l'ensemble de parcelles étudiées (Figure 3.6) et avec huit matériaux correspondant aux cinq horizons qui composent le sol étudié, selon les intervalles de profondeurs indiquées dans le Tableau 3.7.

3.1.2.3.B Profil de sol des cases lysimétriques

Caractérisées par une étape de reconstitution *a priori* identique à partir de sol des parcelles, un profil unique a été réalisé pour la description des matériaux et horizons composant les six cases (Figure 3.7 et Tableau 3.8).

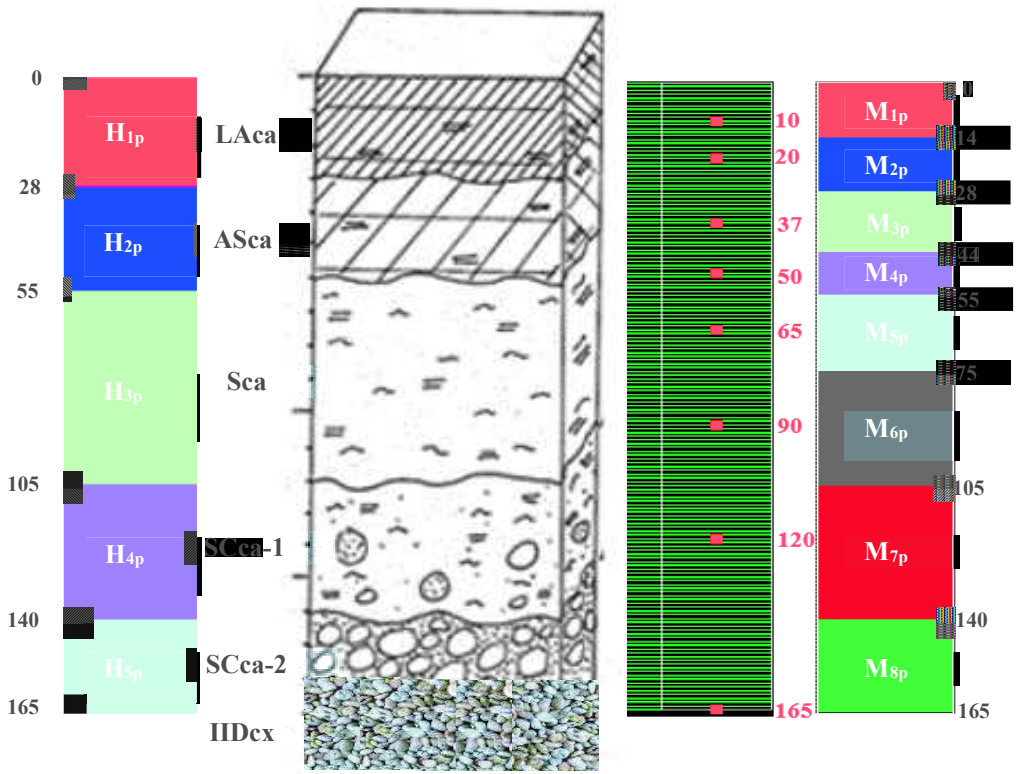


Figure 3.6 : Dénomination et profondeurs associées de gauche à droite : aux horizons, nœuds d'observations et matériaux considérés pour l'étape de modélisation sur les parcelles.

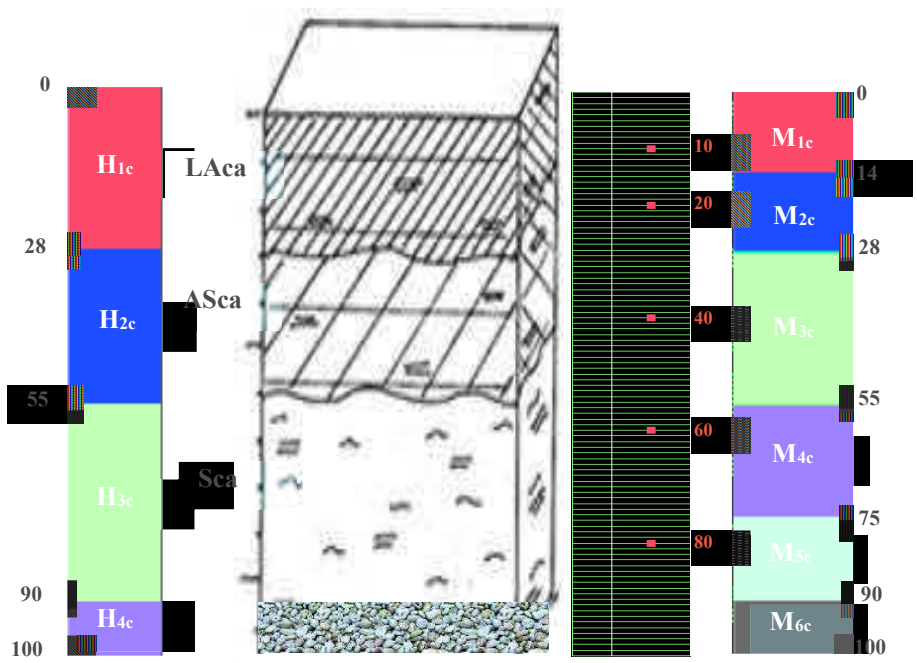


Figure 3.7 : Dénomination et profondeurs associées, de gauche à droite : aux horizons, nœuds d'observations et matériaux considérés pour l'étape de modélisation sur les cases lysimétriques.

Tableau 3.7 : Dénominations et profondeurs définies à l'aide d'HYDRUS-1D pour chaque horizon et matériau sur les parcelles.

Horizon	*Nom Horizon*	*Profondeur Horizon [cm]*	*Nom Matériau*	*Profondeur Matériau [cm]*
LAca	H_{1p}	0 - 28	M_{1p}	0 - 14
			M_{2p}	15 - 28
ASca	H_{2p}	29 - 55	M_{3p}	29 - 44
			M_{4p}	45 - 55
Sca	H_{3p}	56 - 105	M_{5p}	56 - 75
			M_{6p}	76 - 105
SCca-1	H_{4p}	106 - 140	M_{7p}	106 - 140
SCca-2	H_{5p}	141 - 165	M_{8p}	141 - 165

Tableau 3.8 : Dénominations et profondeurs définies à l'aide d'HYDRUS-1D pour chaque horizon et matériau sur les cases lysimétriques.

Horizon	*Nom Horizon*	*Profondeur Horizon [cm]*	*Nom Matériau*	*Profondeur Matériau [cm]*
LAca	H_{1c}	0 - 28	M_{1c}	0 - 14
			M_{2c}	15 - 28
ASca	H_{2c}	29 - 55	M_{3c}	29 - 55
Sca	H_{3c}	56 - 90	M_{4c}	56 - 75
			M_{5c}	76 - 90
/	H_{4c}	91 - 100	M_{6c}	91 - 100

Comme nous l'avons vu au travers des résultats exposés dans le Tableau 2.6 et le Tableau 2.7, le sol composant les cases a des propriétés physico-chimiques similaires à celui des parcelles sur les 90 premiers cm, les profondeurs relatives aux horizons LAca (H_{1c}), ASca (H_{2c}) et Sca (H_{3c}) étant de ce fait logiquement identiques. L'horizon H_{3c} sera donc défini jusqu'à la profondeur de 90 cm, les dix derniers cm étant exclusivement composés de sables grossiers pour permettre de faciliter le drainage jusqu'à 1 m et le retour à pression atmosphérique. La délimitation des profondeurs de chaque matériau s'est faite selon les profondeurs définies pour l'instrumentation de la Case 1 (TEMOIN). Six matériaux sont établis, cinq pour les trois premiers horizons communs aux deux dispositifs étudiés et le dernier pour l'horizon d'écoulement H_{4c}. Néanmoins, les profondeurs instrumentées n'étant pas tout à fait similaires à celles des parcelles, la définition des matériaux devra donc être adaptée de façon à encadrer au mieux les capteurs implantés, ces derniers étant identifiés par des nœuds d'observation à 10, 20, 40, 60 et 80 cm (Figure 3.7). Enfin, une discrétisation identique est adoptée entre cases et parcelles, le maillage comprenant 101 nœuds au total.

3.1.2.4 Conditions initiale et aux limites appliquées au modèle

3.1.2.4.A Condition initiale

La solution de l'équation de Richards nécessite la connaissance de la distribution du potentiel matriciel ou de la teneur en eau sur l'ensemble du profil étudié à l'instant où débute la simulation. Nous utiliserons les valeurs fournies par les tensiomètres aux profondeurs instrumentées pour définir les données de pression sur l'ensemble du profil à t_0.

$$h(z,t) = h_i(\mathrm{z}) \qquad t = t_0 \qquad \textbf{Équation 3-17}$$

où t_0 représente l'instant du début de simulation [j] et h_i la donnée de pression à t_0 au point z [cm].

En effet, les teneurs en eau fournies par les sondes TDR sur les parcelles n'ont pas pu être considérées à t_0, ces dernières n'étant exploitables qu'à partir du 19/07/2013 en surface et du 05/10/2013 sous l'horizon travaillé, des raisons diverses ayant empêché une acquisition optimale des données aux différentes profondeurs instrumentées avant ces dates (§ 3.2.2.1).

3.1.2.4.B Condition limite à la surface du sol

Une condition limite commune aux parcelles et aux cases lysimétriques est appliquée à la surface du sol. Celle-ci implique l'interface sol-air, le flux qui la traverse étant en effet dépendant des conditions atmosphériques externes et de la teneur en eau des premiers cm de sol. La solution numérique de l'Équation 3-9 est obtenue en limitant la valeur absolue du flux à la surface par les deux conditions suivantes :

$$\left|-K\frac{\partial h}{\partial z} - K\right| \leq E \qquad \textbf{Équation 3-18}$$

et $h_a \leq h \leq h_s$

avec h_a et h_s les pressions minimales et maximales permises en surface du sol [cm] et E la vitesse maximale d'infiltration ou d'évaporation sous les conditions atmosphériques données [cm.j^{-1}].

h_a, également dénommé hCritA dans HYDRUS-1D, est calculée selon la relation suivante (Feddes et al, 1978) :

$$h_a = \frac{RT}{Mg}\ln(H_r) \qquad \textbf{Équation 3-19}$$

où M représente la masse molaire de l'eau [g.mol^{-1}], g l'accélération de la pesanteur [cm.j^{-2}], R la constante des gaz parfaits [g.cm^2.j^{-2}.mol^{-1}.K^{-1}], T la température à la surface du sol [K] et H_r l'humidité relative de l'air [-]. Cette donnée sera calculée à partir des données de température et d'humidité relative fournie par la station météorologique (AgroClim) située à quelques mètres des cases lysimétriques (Image 2.3).

Enfin, h_s sera fixée à 0 cm, comme recommandé par Šimůnek et al. (2013).

Concernant les données climatiques, l'évaporation journalière renseignée dans HYDRUS-1D se base sur la détermination de l'évaporation réelle des sols nus (E_s), issue du calcul de l'évapotranspiration de référence (ET_0) selon l'équation de Penman-Monteith (Monteith, 1965) et de sa correction à l'aide de coefficients culturaux établis selon la méthode donnée par Allen et al. (1998) pour la FAO et décrite en détail en Annexe 3.A. Finalement, celle-ci est répartie de la façon suivante par le modèle :

$$E_p(t) = 0.24 \times \overline{E_p} \qquad t < 0.264d, t > 0.736d$$

$$E_p(t) = 2.75 \times \overline{E_p}\sin\left(\frac{2\pi t}{d} - \frac{\pi}{2}\right) \qquad t \in (0.264d, 0.736d) \qquad \textbf{Équation 3-20}$$

où $\overline{E_p}$ représente la valeur journalière d'évaporation renseignée [cm.j^{-1}] et d la durée d'un jour.

En définitive, 1 % de l'évaporation journalière totale renseignée dans HYDRUS est attribué aux données horaires entre minuit et 6 h du matin et entre 18h et minuit, tandis que les autres valeurs suivent une fonction sinusoïdale le reste de la journée (Fayer, 2000).

Les variations de pluviométrie au cours de la journée seront quant à elle approximées selon la fonction cosinus suivante :

$$P(t) = \bar{P}\left(1 + cos\left(\frac{2\pi t}{d} - \pi\right)\right) \qquad \textbf{Équation 3-21}$$

où $\bar{P}$ représente la valeur de pluviométrie d'un jour donné [cm].

3.1.2.4.C Condition à la limite inférieure pour les parcelles

Sur les parcelles en sol nu, l'implantation d'instruments de mesure juste au-dessus de la couche sablo-caillouteuse qui marque la délimitation inférieure du profil de sol étudié va nous permettre l'acquisition horaire de données de potentiel matriciel et de teneur en eau à la profondeur 165 cm. HYDRUS-1D permet d'utiliser les données acquises par les tensiomètres comme condition limite inférieure du modèle, leur connaissance

permettant *a priori* d'assurer une modélisation fidèle des dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau observées pour les profondeurs directement sus-jacentes (90 et 120 cm). Les données de potentiel matriciel acquises de façon journalière à cette profondeur définiront donc la condition limite inférieure du modèle selon l'Équation 3-22 :

$$h(z,t) = h_0(t) \quad pour \quad z = 165\ cm \qquad \textbf{Équation 3-22}$$

où h_0 représente la valeur journalière du potentiel matriciel à 165 cm [cm].

De ce fait, l'inconvénient principal est ici lié à la nécessité de fonctionnement des trois sondes implantées à 165 cm. En effet, si l'une d'elles venait à ne plus être en état de marche ou à fournir des données jugées suspectes, son remplacement serait capital pour la poursuite de la modélisation. Néanmoins, en l'absence de données, une moyenne de celles des sondes implantées sur les deux autres parcelles a été utilisée, bien que des différences de potentiel matriciel de plusieurs dizaines d'hectopascals puissent être constatées à 165 cm entre deux parcelles. Comme nous le verrons au § 3.2.1.1.B, celles-ci sont notamment expliquées par les hétérogénéités texturales concernant la composition du sol dans l'horizon SCca-2, ces dernières étant plus marquées que celles des autres horizons.

3.1.2.4.D Condition à la limite inférieure pour les cases lysimétriques

En l'absence de sonde implantée au-delà de 80 cm sur les cases instrumentées, une condition limite inférieure de type surface de suintement est sélectionnée pour la description de l'hydrodynamique. Souvent appliquée pour des modélisations concernant l'étude des flux d'eau dans les lysimètres (Abdou et Flury, 2004), celle-ci considère une condition de flux définie par l'Équation 3-23 :

$$\begin{cases} q(z,t) = 0, & h < 0 \\ h(z,t) = h, & h \geq 0 \end{cases} \qquad \textbf{Équation 3-23}$$

Une condition de flux nul est donc considérée tant que la pression en fond de profil est inférieure à une valeur spécifiée nommée hSeep et fixée à 0 cm. Cette dernière constituera alors la valeur de potentiel matriciel imposée en fond de profil tant que celui-ci est dans un état hydrique saturé et donc qu'un drainage est observé.

3.1.2.5 Estimation initiale des paramètres des équations de Mualem-van Genuchten

Au préalable des optimisations réalisées sur HYDRUS-1D, les valeurs et bornes associées aux paramètres qui permettent la prédiction des propriétés hydriques de la zone vadose ont été initialement établies via l'utilisation des outils d'optimisation des paramètres hydriques se basant notamment sur les résultats des analyses au laboratoire des courbes de rétention en eau et des K_S, à partir des prélèvements de sol effectués *in situ*.

3.1.2.5.A Rosetta, un modèle empirique

Modèle empirique crée en 1999, Rosetta permet l'utilisation de cinq fonctions de pédotransfert (FPT) qui permettent la prédiction des paramètres (θ_r, θ_s, α, n et K_s) caractérisant les propriétés de rétention en eau et de conductivité hydraulique de chaque matériau définissant le profil de sol. Un fort potentiel d'applicabilité de cet outil est permis par l'utilisation d'une base de donnée qui comprend l'étude de la rétention en eau de plus de 2100 échantillons de sols au travers de plus de 20 500 points θ(h) et de la conductivité hydraulique à saturation d'environ 1300 sols (Schaap et Leij, 1998).

Deux types de modèles ont été utilisés. Le premier (« SSCBD ») se base sur les données texturales et donc les fractions granulométriques qui composent les différentes profondeurs d'un matériau donné mais également sur la masse volumique apparente établie à la profondeur instrumentée encadrée par le matériau. Le second (« SSCBD+WC ») est renseigné avec les mêmes données auxquelles sont adjointes les teneurs en eau établies pour des pressions de 330 et 15000 cmH_2O appliquées à l'échantillon, données obtenues par analyse au laboratoire à l'aide du dispositif de la presse de Richards (§ 3.1.1.1.A). Il va donc être intéressant d'étudier l'étendue des différences concernant les valeurs des paramètres obtenues avec les deux types de FPT, notamment en ce qui concerne les teneurs en eau résiduelles qui, comme nous le verrons au § 3.2.4.1.B, ne peuvent être calées avec le modèle RetC. Finalement, les paramètres établis à l'aide de Rosetta constitueront les valeurs initiales des calages réalisés sur RetC à partir des caractéristiques de rétention en eau de chaque profondeur instrumentée obtenues après analyse au laboratoire.

3.1.2.5.B Estimation des paramètres de la caractéristique de rétention en eau

Descendant du code SOHYP (SOil HYdraulic Properties ; van Genuchten, 1978), le modèle RetC se base sur les équations de Brooks et Corey (1964) et van Genuchten (1980) (Équation 3-11) pour décrire les données de rétention en eau du sol et sur les modèles de distribution de la taille des pores développés par Burdine (1953) et Mualem (1976) (Équation 3-12) pour prédire les fonctions de conductivité hydraulique.

Finalement, nous utiliserons l'équation de van Genuchten avec m = 1-1/n, pour décrire empiriquement la courbe de rétention en eau du sol, associée au modèle de conductivité établi par Mualem. En effet, nous gardons la même cohérence de modèles par rapport à ceux utilisés avec HYDRUS-1D pour la description de l'hydrodynamique du sol à travers la modélisation par méthode inverse des dynamiques de données instrumentales. N'ayant aucune information concernant les conductivités hydrauliques en milieu insaturé, seules les données θ(h) obtenues à partir de l'analyse au laboratoire des échantillons prélevés à chaque profondeur instrumentée ont été utilisées pour caler, toujours par méthode inverse, les paramètres de l'équation de van Genuchten (θ_r, θ_s, α et n) pour chaque matériau.

Par conséquent, la fonction objectif à minimiser est donnée par la méthode des moindres carrés :

$$\Phi(b) = \sum_{i=1}^{N} \{w_i[\theta_i - \hat{\theta}_i(b)]\}^2 \qquad \textbf{Équation 3-24}$$

avec θ_i et $\hat{\theta}_i$ les teneurs en eau respectivement observées et simulées [$cm^3.cm^{-3}$], N le nombre de données de rétention et w_i le poids attribué à une donnée individuelle, ce dernier étant fixé à 1 accordant de ce fait la même importance à chaque résultat d'analyse.

Enfin, tout comme HYDRUS, mais de façon moins détaillée, RetC permet également l'obtention d'informations statistiques concernant les paramètres calés, à savoir l'erreur type, la T-Value et les limites basse et haute des intervalles de confiance à 95 % (§ 3.1.2.1.C). Ainsi, les paramètres moyens et intervalles obtenus constitueront les valeurs initiales des modélisations inverses réalisées avec HYDRUS-1D.

3.1.2.5.C Cas des paramètres initiaux des cases lysimétriques

Comme nous l'avons vu auparavant, l'infaisabilité de prélèvements de sol *in situ* dans les cases empêche la mise en place d'analyse au laboratoire selon le même schéma que pour les parcelles. Par conséquent, aucune modélisation de la courbe de rétention en eau du sol ne pourra être obtenue à l'aide de RetC à partir de résultats d'analyse au laboratoire. Les cases lysimétriques ayant cependant été reconstituées fidèlement à partir du sol des parcelles expérimentales, les valeurs moyennes et intervalles obtenus sur RetC pour les paramètres parcellaires de l'équation de van Genuchten ont finalement été utilisés dans le cadre de la procédure de modélisation de l'hydrodynamique sur les cases lysimétriques.
En outre, le fait que la délimitation des matériaux soit différente entre les deux dispositifs (Tableau 3.7 et Tableau 3.8) va nous obliger à adapter les valeurs de paramètres de certains matériaux selon les profondeurs d'implantation des instruments sur les cases (Tableau 3.26 et Tableau 3.27).

3.1.2.6 Critère d'évaluation de l'efficience des simulations

En plus des données statistiques concernant les résultats de la solution inverse (§ 3.1.2.1.C), la qualité des simulations des dynamiques instrumentales est évaluée au travers du calcul du coefficient d'efficience (E) de Nash et Sutcliffe (1970) selon la formule suivante :

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_o^t - x_m^t)^2}{\sum_{i=1}^{n}(x_o^t - \overline{x_o})^2} \qquad \textbf{Équation 3-25}$$

avec x_o^t la donnée observée au temps t, x_m^t la donnée modélisée au temps t et $\overline{x_o}$ la moyenne de l'ensemble des données observées.

Il présente une gamme de valeurs comprises entre $-\infty$ et 1 avec une correspondance entre données observées et simulées de plus en plus proche au fur et à mesure que l'on se rapproche de 1. Une valeur inférieure à 0 indique que le modèle établi est moins juste que la moyenne des données observées.

Résultats et discussion

3.2.1 Caractérisation des parcelles en sol nu

3.2.1.1 Analyses physico-chimiques

À partir des résultats des différentes analyses physico-chimiques effectuées sur les échantillons prélevés tous les 10 cm, de 0 à 170 cm, lors de l'instrumentation des sols nus (§ 3.1.1.1.D), deux types d'études ont été réalisées : (*i*) la première sur les paramètres qui caractérisent la valeur agronomique du sol. Des comparaisons entre résultats observés pour les horizons de la parcelle sans apport et ceux des parcelles amendées permettront de conclure ou non à des effets des traitements, en se basant notamment sur les caractérisations des PRO BOUE et DVB épandus depuis 2001 sur les parcelles du dispositif expérimental du site de Colmar (Tableau 2.1) ; (ii) la seconde sur les fractions granulométriques, avec l'analyse des teneurs en argile, limon (fin et grossier) et sable (fin et grossier) selon les différents horizons pédologiques et selon les matériaux définis dans le cadre de la modélisation (Figure 3.6 et Tableau 3.7).

3.2.1.1.A Paramètres qui caractérisent la valeur agronomique du sol

Les prélèvements de sol ayant été effectués fin 2012, les résultats présentés ci-dessous prennent en compte les arrières effets de six apports de PRO réalisés entre 2001 et 2011, au rythme d'une fois tous les deux ans. L'ensemble des moyennes et écarts-types associés aux différents paramètres étudiés ci-dessous est visible dans les Tableaux I et II en Annexe 3.B pour chaque horizon et matériau de chaque parcelle. Les résultats des ANOVA et des tests *post-hoc* de Bonferroni ($\alpha = 0.05$) permettant la mise en évidence de différences statistiques éventuelles entre horizons et matériaux sont également reportés en Annexe 3.B (Tableaux III et IV) pour l'ensemble des paramètres étudies.

3.2.1.1.A.i Calcaire total

Les résultats représentés sur la Figure 3.8 s'accordent avec la description morphologique du sol effectuée en 2005 (Figure 2.5), laissant apparaître la présence d'horizons de surface et subsurface (LAca et ASca) modérément calcaires et d'autres (Sca et SCca) fortement calcaires.

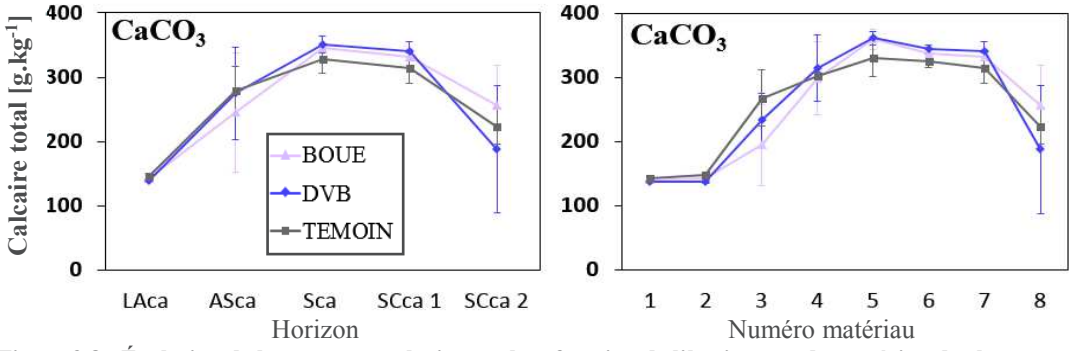


Figure 3.8 : Évolution de la teneur en calcaire total en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle.

En effet, nous constatons des teneurs très importantes en calcaire total allant d'environ 150 $g.kg^{-1}$ pour les horizons de surface et de subsurface à plus de 350 $g.kg^{-1}$ pour ceux plus profonds.
De plus, les différences inter-parcellaires semblent relativement négligeables et celles entre matériaux au sein d'un même horizon également, si bien qu'aucune tendance n'est établie par les tests statistiques. Enfin, la chute des quantités de carbonates de calcium et les écarts-types importants liés à l'horizon SCca-2 sont vraisemblablement expliqués par la proximité de l'horizon IIDcx non calcaire.

3.2.1.1.A.ii pH

La présence importante de calcaire sur l'ensemble du profil influe logiquement sur la valeur du pH, caractéristique d'un sol alcalin et compris entre 8.1 et 8.8 (Figure 3.9) selon que les quantités de carbonate de calcium soient plus ou moins élevées dans l'horizon ou le matériau étudié. Un effet d'apport très significatif ($p < 0.001$) est de plus mis en évidence concernant la valeur de pH plus faible retrouvée dans l'horizon de surface LAca de la parcelle DVB et plus particulièrement pour M_{2p} dont les différences statistiques entre parcelle DVB et les deux autres sont hautement significatives ($p < 0.0001$). Par conséquent, la présence d'un effet des amendements organiques semble visible après six apports et notamment sur la parcelle DVB, la diminution constatée dans l'horizon LAca étant principalement due au pH des PRO, moins basique que celui du sol et de respectivement 7.2 et 7.6 pour les moyennes établies dans la BOUE et le DVB entre 2001 et 2011 (Tableau 2.1). Le fait que cet effet soit significatif uniquement pour la parcelle DVB peut être justifié par le fait que les effets à long terme des épandages soient plus souvent constatés dans le cas d'apport de PRO dont la MO est stable, comme cela est avancé dans la synthèse bibliographique de ce travail de thèse.

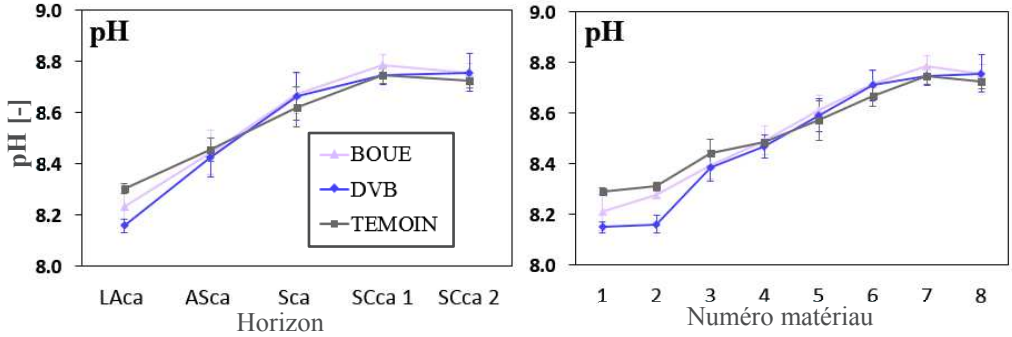


Figure 3.9 : Évolution des valeurs de pH en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle.

3.2.1.1.A.iii Capacité d'échange cationique

Le fait que les PRO possèdent une capacité d'échange cationique (CEC) plus élevée que le sol provoque un accroissement logique des valeurs de CEC compris entre 0.5 et 0.7 $cmol^{+}.kg^{-1}$ dans l'horizon de surface de parcelles amendées (Figure 3.10). Bien que relativement faibles, ces augmentations sont caractérisées par des différences statistiques très marquées ($p < 0.001$), notamment pour la parcelle DVB, ce qui est plutôt logique vu qu'une valeur de CEC élevée représente un des principaux indicateurs de maturité d'un compost (Jiménez et Garcia, 1989). Enfin, aucune différence statistique inter-parcellaire n'est observée sous l'horizon travaillé, les valeurs de CEC diminuant de façon relativement linéaire de 30 à 170 cm de profondeur.

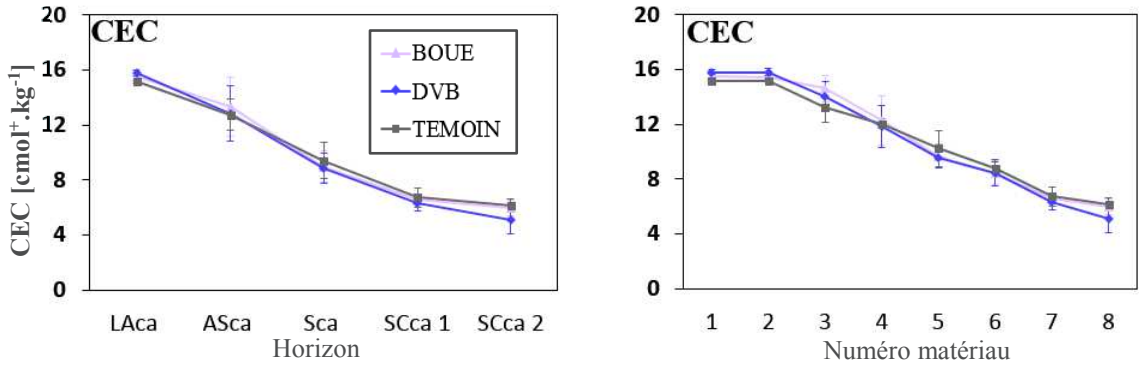


Figure 3.10 : Évolution de la CEC en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle.

3.2.1.1.A.iv Carbone organique, azote total et rapport C/N

Un effet traitement très significatif est mis en évidence sur les teneurs en carbone organique ($p < 0.0001$) et azote total ($p < 0.001$) du sol dans l'horizon travaillé. En effet, nous constatons des teneurs statistiquement plus élevées en C_{org} dans les deux matériaux définissant l'horizon LAca des parcelles amendées par rapport au TEMOIN, selon l'ordre suivant : DVB > BOUE > TEMOIN (Figure 3.12).

De plus, un effet traitement très significatif ($p < 0.001$) est observé uniquement pour la parcelle DVB, dont les teneurs en azote total sont statistiquement supérieures à celles retrouvées dans l'horizon LAca des deux autres parcelles. Le fait que les teneurs en carbone organique et azote total soient supérieures dans l'horizon travaillé de la parcelle concernée par des apports de compost DVB est induit par les plus faibles potentiels de minéralisation du C et N organique de ce PRO par rapport à la BOUE. En effet, les résultats des incubations effectuées au laboratoire (§ 5.2.1.2) permettent de rendre compte de cinétiques de minéralisation très faibles pour le DVB incorporé à du sol de la parcelle TEMOIN (généralement moins de 5 % en C_{org} et N_{org}) contrairement à la BOUE qui minéralise généralement près de dix fois plus. Les apports répétés de DVB contribuent de ce fait à l'enrichissement du stock de matière organique humifiée du sol à long terme et donc à l'augmentation des teneurs en carbone et azote organique dans l'horizon de surface.

En outre, et bien que non significativement différentes selon les tests statistiques, les teneurs en C_{org} et N_{tot} constatées dans le sol sont également légèrement supérieures dans l'horizon ASca des parcelles amendées par rapport au TEMOIN, notamment à travers les valeurs plus élevées retrouvées pour le matériau 3 et donc jusqu'à environ 50 cm. Enfin, aucune différence inter-parcellaire n'est constatée concernant les valeurs C/N pour les deux premiers horizons, les augmentations du rapport pour les horizons profonds étant dues aux diminutions progressives des teneurs en azote organique, qui deviennent pratiquement nulles à partir de 100 cm (M_{7p}) (Figure 3.11 et Figure 3.12).

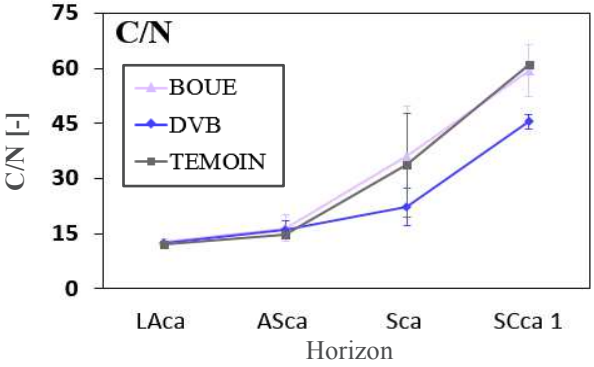


Figure 3.11 : Évolution du rapport C/N en fonction de l'horizon de chaque parcelle.

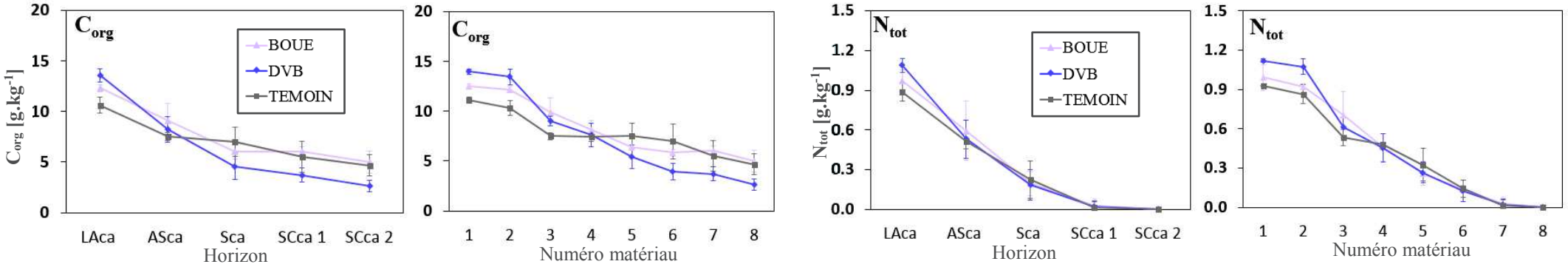


Figure 3.12 : Évolution des teneurs en carbone organique et en azote total en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle.

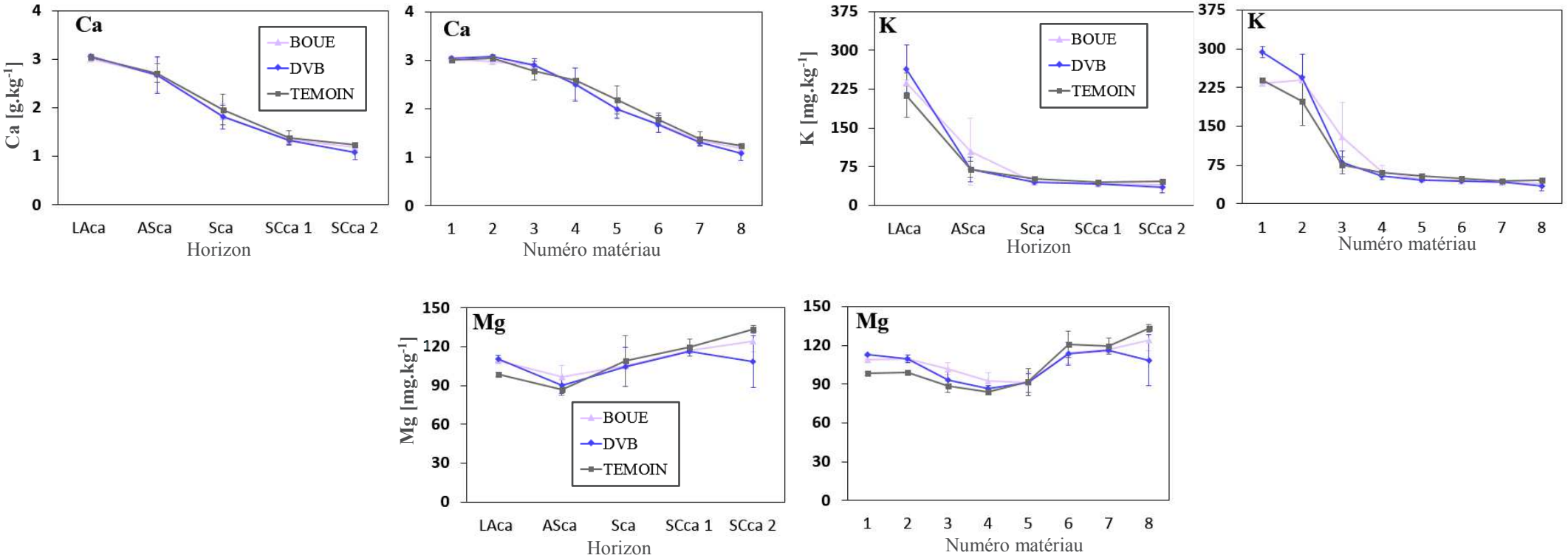


Figure 3.13 : Évolution des concentrations des principaux éléments ioniques en fonction de l'horizon ou du matériau de chaque parcelle.

3.2.1.1.A.v Teneurs en éléments majeurs et oligo-élements

Les résultats d'analyse des teneurs en principaux éléments majeurs et oligo-élements présents dans le sol (Figure 3.13) permettent de constater que, de par les caractéristiques alcalines du sol et la présence très importante de $CaCO_3$, l'ion Ca domine largement le complexe argilo-humique avec des teneurs comprises entre 1 et 3 $g.kg^{-1}$ sur l'ensemble du profil. Aucun effet traitement n'est cependant constaté au travers des tests statistiques, les teneurs diminuant plutôt linéairement en fonction de la profondeur dès 30 cm, donc logiquement de la même façon que celles de la CEC.

L'impact des épandages ayant eu lieu entre 2001 et 2011 est particulièrement marqué sur les concentrations en K qui présentent un effet traitement hautement significatif ($p < 0.0001$) avec des teneurs statistiquement plus importantes pour le M_{1p} du DVB, du fait de concentrations en potassium près de deux fois supérieures dans le PRO DVB par rapport à la BOUE (Tableau 2.1). L'effet des apports est également caractérisé sur les teneurs en Mg statistiquement plus importantes ($p < 0.0001$) dans l'horizon travaillé des parcelles amendées. Néanmoins, et comme pour les autres paramètres étudiés dans cette partie, l'effet des apports n'est pas visible dans l'horizon de subsurface, les teneurs en Mg et K se rapprochant ainsi de celles de la parcelle TEMOIN sous l'horizon labouré, les quelques différences statistiques constatées notamment pour les teneurs en K des horizons Sca et SCca-1 n'étant pas réellement exploitables car obtenues à partir d'écarts négligeables et de l'ordre de quelques $mg.kg^{-1}$.

3.2.1.1.B Étude granulométrique

Au vu du caractère calcaire de l'ensemble des horizons du sol, les études granulométriques ont été faites selon les résultats exprimés après décarbonatation (Tableau 3.1).

La caractérisation des fractions granulométriques, effectuée au travers de la détermination des pourcentages en (*i*) argiles (0-2 µm) ; (*ii*) limons fins (2-20 µm) ; (*iii*) limons grossiers (20-50 µm) ; (*iv*) sables fins (50-200 µm) ; (*v*) sables grossiers (200-2000 µm) (Figure 3.14, Tableau 3.9 et Tableau I en Annexe 3.C), est issue de moyennes calculées à partir des résultats obtenus pour les deux échantillons prélevés tous les 10 cm de 0 à 170 cm pour chaque parcelle. De plus, la mise en place d'ANOVA et de tests *post-hoc* de Bonferroni ($\alpha = 0.05$) a permis d'effectuer des comparaisons statistiques inter-parcellaires concernant les pourcentages associés à une fraction donnée entre les différents horizons et matériaux (Tableau II Annexe 3.C).

Dans un premier temps, nous pouvons remarquer que les compositions en argiles et limons de l'horizon travaillé présentent des différences statistiques hautement significatives ($p < 0.0001$). En effet, des écarts approchant les 9 % sont constatées entre les fractions argileuses pour les matériaux M_{1p} et M_{2p} (DVB > BOUE > TEMOIN) tandis que les teneurs en limons peuvent différer de près de 5 % (TEMOIN > BOUE > DVB).

De plus, les écarts entre parcelles concernant les pourcentages de ces deux fractions ont tendance à diminuer à partir de 30 cm et jusque 140 cm, profondeurs incluant les horizons ASca, Sca et SCca-1 et matériaux associés (M_{3p} à M_{7p}).

Tableau 3.9 : Pourcentages associés aux fractions argileuses, limoneuses et sableuses qui composent les horizons et matériaux de chacune des trois parcelles.

BOUE		Argiles [0-2 µm]	Limons [2-50 µm]	Sables [50-2000 µm]
Horizon	Profondeur [cm]	[%]		
LAca	0-28	21.1 (0.8)	70.8 (1.3)	8.1 (1.2)
ASca	29-55	18.4 (1.6)	74.7 (2.9)	6.9 (1.4)
Sca	56-105	16.1 (1.3)	77.7 (5.2)	6.2 (1.7)
SCca-1	106-140	13.4 (0.4)	81.3 (1.7)	5.2 (1.7)
SCca-2	141-170	10.6 (5.6)	66.8 (14)	22.7 (18.2)

DVB		Argiles [0-2 µm]	Limons [2-50 µm]	Sables [50-2000 µm]
Horizon	Profondeur [cm]	[%]		
LAca	0-28	25.5 (0.5)	65.9 (1)	8.7 (0.5)
ASca	29-55	24.3 (2)	69.9 (2.3)	5.8 (0.4)
Sca	56-105	17.8 (3.6)	76.2 (5.1)	6 (1.5)
SCca-1	106-140	13 (0.5)	81.3 (2.7)	5.7 (2.8)
SCca-2	141-170	8.7 (4.1)	50.5 (21.8)	40.8 (26.9)

TEMOIN		Argiles [0-2 µm]	Limons [2-50 µm]	Sables [50-2000 µm]
Horizon	Profondeur [cm]	[%]		
LAca	0-28	17.2 (0.5)	74 (0.9)	8.8 (0.6)
ASca	29-55	22.4 (1.9)	71.9 (2.3)	5.7 (0.7)
Sca	56-105	19.4 (2.2)	74.5 (5.4)	6.1 (4.5)
SCca-1	106-140	17.7 (1.4)	75.6 (4.1)	6.8 (3.2)
SCca-2	141-170	13.5 (0.9)	64.2 (6.1)	22.2 (6.9)

BOUE		Argiles [0-2 µm]	Limons [2-50 µm]	Sables [50-2000 µm]
Matériau [Horizon]	Profondeur [cm]	[%]		
M_{1p} [LAca]	0-14	21.4 (0.5)	70.3 (1.2)	8.3 (1.3)
M_{2p} [LAca]	15-28	20.9 (0.8)	71.3 (0.9)	7.9 (0.6)
M_{3p} [ASca]	29-44	19 (1.7)	73.8 (3.1)	7.2 (1.4)
M_{4p} [ASca]	45-55	17.3 (0.3)	76.5 (1.2)	6.2 (0.9)
M_{5p} [Sca]	56-75	16.8 (0.4)	76.2 (1.7)	6.9 (1)
M_{6p} [Sca]	76-105	15.7 (1.5)	78.4 (5.7)	5.9 (1.7)
M_{7p} [SCca-1]	106-140	13.4 (0.4)	81.3 (1.7)	5.2 (1.7)
M_{8p} [SCca-2]	141-170	10.6 (5.6)	66.8 (14)	22.7 (18.2)

DVB		Argiles [0-2 µm]	Limons [2-50 µm]	Sables [50-2000 µm]
Matériau [Horizon]	Profondeur [cm]	[%]		
M_{1p} [LAca]	0-14	25.3 (0.5)	65.9 (1.2)	8.7 (0.6)
M_{2p} [LAca]	15-28	25.8 (0.2)	65.5 (0.3)	8.8 (0.4)
M_{3p} [ASca]	29-44	25.5 (1)	68.7 (1.5)	5.8 (0.4)
M_{4p} [ASca]	45-55	23.5 (1.8)	71 (1.8)	5.6 (0.3)
M_{5p} [Sca]	56-75	21.1 (0.9)	72.4 (1.8)	6.5 (1)
M_{6p} [Sca]	76-105	15.9 (2.8)	78.2 (4.6)	6 (1.8)
M_{7p} [SCca-1]	106-140	13 (0.5)	81.3 (2.7)	5.7 (2.8)
M_{8p} [SCca-2]	141-170	8.7 (4.1)	50.5 (21.8)	40.8 (26.9)

TEMOIN		Argiles [0-2 µm]	Limons [2-50 µm]	Sables [50-2000 µm]
Matériau [Horizon]	Profondeur [cm]	[%]		
M_{1p} [LAca]	0-14	17 (0.4)	74.1 (0.9)	8.9 (0.6)
M_{2p} [LAca]	15-28	17.4 (0.6)	74 (0.9)	8.6 (0.6)
M_{3p} [ASca]	29-44	22.3 (1.8)	72.1 (2.4)	5.7 (0.6)
M_{4p} [ASca]	45-55	23.1 (1.8)	71.4 (2.7)	5.5 (0.5)
M_{5p} [Sca]	56-75	20.5 (2.5)	71.5 (4)	7.9 (5.5)
M_{6p} [Sca]	76-105	18.3 (1.3)	75.2 (6.2)	6.5 (5.3)
M_{7p} [SCca-1]	106-140	17.7 (1.4)	75.6 (4.1)	6.8 (3.2)
M_{8p} [SCca-2]	141-170	13.5 (0.9)	64.2 (6.1)	22.2 (6.9)

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre paranthèses.

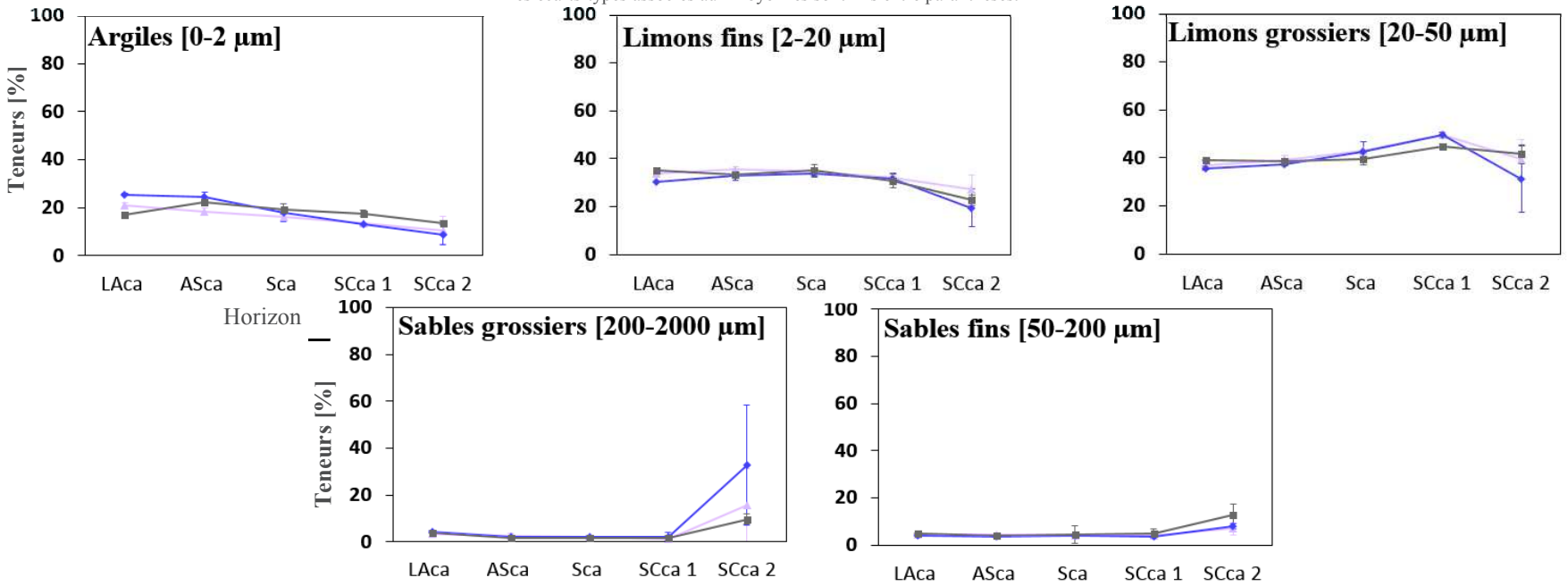


Figure 3.14 : Évolution des pourcentages associés aux différentes fractions granulométriques analysées pour les horizons de chacune des trois parcelles.

Finalement, des évolutions similaires sont globalement observées entre les parcelles de 30 à 140 cm, à savoir de légères diminutions des teneurs en argiles et des augmentations des teneurs en limons surtout attribuées à la fraction grossière et légèrement plus marquées pour les parcelles amendées. Les pourcentages en sables fins et grossiers diffèrent quant à eux très peu entre 0 et 120 cm selon les parcelles avec des évolutions inférieures à 2 % constatées pour les horizons LAca, ASca, Sca et SCca-1 et donc les matériaux 1 à 7. Les différences statistiques pour ces deux fractions sont de ce fait très peu marquées sur le profil, celles constatées pour les pourcentages de sables fins dans l'horizon de surface ($p < 0.001$) étant basées sur des écarts de moins de 1 % entre parcelles. Enfin, les écarts-types généralement inférieurs à 5 % associés à l'ensemble des pourcentages de chaque fraction confirment la faible variabilité texturale inter-parcellaire d'un horizon et/ou matériau donné déjà avancée à travers les résultats discutés ci-dessus.

Toutefois, les compositions en limons et sables de l'horizon SCca-2 (M_{8p}) présentent des différences singulières avec celles des horizons sus-jacents. Nous observons en effet que les pourcentages en sables augmentent principalement dans la partie grossière et en suivant l'ordre croissant TEMOIN < BOUE < DVB tandis que ceux des limons diminuent logiquement selon le même ordre (Figure 3.14 et Tableau 3.9). Ces changements et les écarts-types plutôt élevés qui y sont associés sont cependant justifiés par la présence d'un horizon IIDcx sous-jacent principalement composé d'alluvions sablo-caillouteuses de la Fecht (Figure 2.5). Sa proximité immédiate à 170 cm engendre des différences de composition texturale qui peuvent être très marquées par rapport à celles constatées à 140 cm. Ces affirmations sont confirmées par les divergences de fractions granulométriques mises en évidence entre la moyenne obtenue pour l'horizon SCca-2 (140–170 cm) et celles calculées à la profondeur d'instrumentation 165 cm (160-170 cm) (Figure I en Annexe 3.C), seule profondeur instrumentée non encadrée par celles du matériau qui la comprend, le profil de sol étant en effet établi jusqu'à 165 cm de profondeur (Tableau 3.7) pour les raisons développées au § 3.1.2.4.C. Ces divergences concernent principalement les diminutions des fractions limoneuses et augmentations des fractions sableuses toutes deux étant majoritairement attribuées aux parties grossières et plus soulignées sur la parcelle DVB. En effet, la caractérisation pédologique du profil de sol effectuée lors de l'instrumentation des sols nus fin 2012 a mis en avant le fait que l'horizon IIDcx commence dès 170 cm pour cette dernière, soit approximativement 10 cm plus haut que celui des deux autres parcelles (Tableau 2.4).
Finalement et malgré les nombreuses similitudes texturales constatées entre les parcelles étudiées, les quelques différences mises en évidence nous amèneront à considérer les fractions granulométriques propres aux matériaux de chaque parcelle (Tableau 3.9) dans le cadre des estimations initiales des paramètres hydrodynamiques effectuées à l'aide de l'utilisation de fonctions de pédotransfert sur Rosetta (§ 3.2.4.1.A).

3.2.1.2 Masse volumique apparente

Les prélèvements d'échantillons de sol non perturbés par la méthode des cylindres, dont la procédure est détaillée dans la partie matériels et méthodes correspondante (§ 3.1.1.1.C), a permis l'étude (*i*) de la variabilité

de la masse volumique apparente du sol sous l'horizon de surface de chaque parcelle d'intérêt, à travers six échantillonnages effectués aux six profondeurs instrumentées (37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm). Trois prélèvements ont été réalisés à chaque profondeur avec des cylindres de 250 cm^3 et trois autres avec des cylindres de 50 cm^3, tous opérés à quelques dizaines de cm les uns des autres au maximum, durant l'instrumentation des parcelles en sol nu effectuée fin 2012 ; (*ii*) de l'évolution et de la variabilité de la masse volumique apparente de l'horizon travaillé des différentes parcelles au cours du temps à travers vingt-cinq échantillonnages réalisés aux deux profondeurs instrumentées de l'horizon de surface (10 et 20 cm). Il faut noter que quatre campagnes de prélèvements ont été opérées avec des cylindres de 50, 250 et 500 cm^3 sur l'ensemble des 90 m^2 composant chaque parcelle. Leurs dates ont été définies selon celles des pratiques culturales du site expérimental et donc pour différents états de structure et de porosité du sol.

3.2.1.2.A Étude de la masse volumique apparente des profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé

Les résultats des prélèvements réalisés avec les cylindres de volumes 50 et 250 cm^3 sous l'horizon de surface sont reportés sur la Figure 3.15 et dans le Tableau I en Annexe 3.D. Nous remarquons que les valeurs moyennes de masse volumique apparente de l'ensemble des profondeurs sont comprises entre 1.207 et 1.613 $g.cm^{-3}$ pour la BOUE, 1.192 et 1.661 $g.cm^{-3}$ pour le DVB et 1.219 et 1.557 $g.cm^{-3}$ pour le TEMOIN. Celles-ci sont donc comprises dans les gammes généralement retrouvées pour les structures et textures d'un grand nombre de sols (1.1–1.7 $g.cm^{-3}$) (Mason et al., 1957 ; Hillel, 1998). De plus, nous remarquons que les coefficients de variation (CV) constatés entre les différents prélèvements effectués avec un même cylindre ainsi que ceux des moyennes générales (Tableau 3.10) ne sont jamais supérieurs à 9 % et restent par conséquent en accord avec les mesures effectuées sur le site jusqu'à présent (Said Ahmed, 2009 ; Sawadogo, 2015). Ceci confirme ainsi les faibles variabilités spatiales associées aux données de masse volumique apparente d'un horizon non soumis à un travail du sol évoquées dans la littérature (Grossman et Reinsch, 2002 ; Mulla et McBratney, 2002). Nous observons également que les valeurs de ρ_b sont quasiment systématiquement plus élevées lorsque le prélèvement est effectué avec un cylindre de 50 cm^3. Cela rejoint les constatations établies par plusieurs auteurs concernant les différences liées au volume de l'outil de prélèvement et les conclusions quant aux masses volumiques plus élevées retrouvées lorsque le volume de l'échantillon prélevé diminue, du fait que ce dernier ne puisse intégrer l'ensemble de la porosité (Chalhoub, 2010 ; Hao et al., 2007 ; Page-Dumroese et al., 1999). Néanmoins, l'analyse de la variance (ANOVA) effectuée au seuil de significativité 0.05 indique rarement un effet significatif du volume du cylindre sur la valeur de ρ_b obtenue à une profondeur instrumentée donnée (Tableau II Annexe 3.D). Nous constatons également que les moyennes générales de ρ_b entre parcelles à une même profondeur sont souvent très proches (Figure 3.16 et Tableau 3.10). Ceci est confirmé par l'absence d'effet traitement significatif (ANOVA), hormis à 37 cm (cf. Tableau III Annexe 3.D) où un test *post-hoc* de Bonferroni ($\alpha = 0.05$) a permis de révéler une différence hautement significative entre parcelles BOUE et TEMOIN ($p < 0.001$).

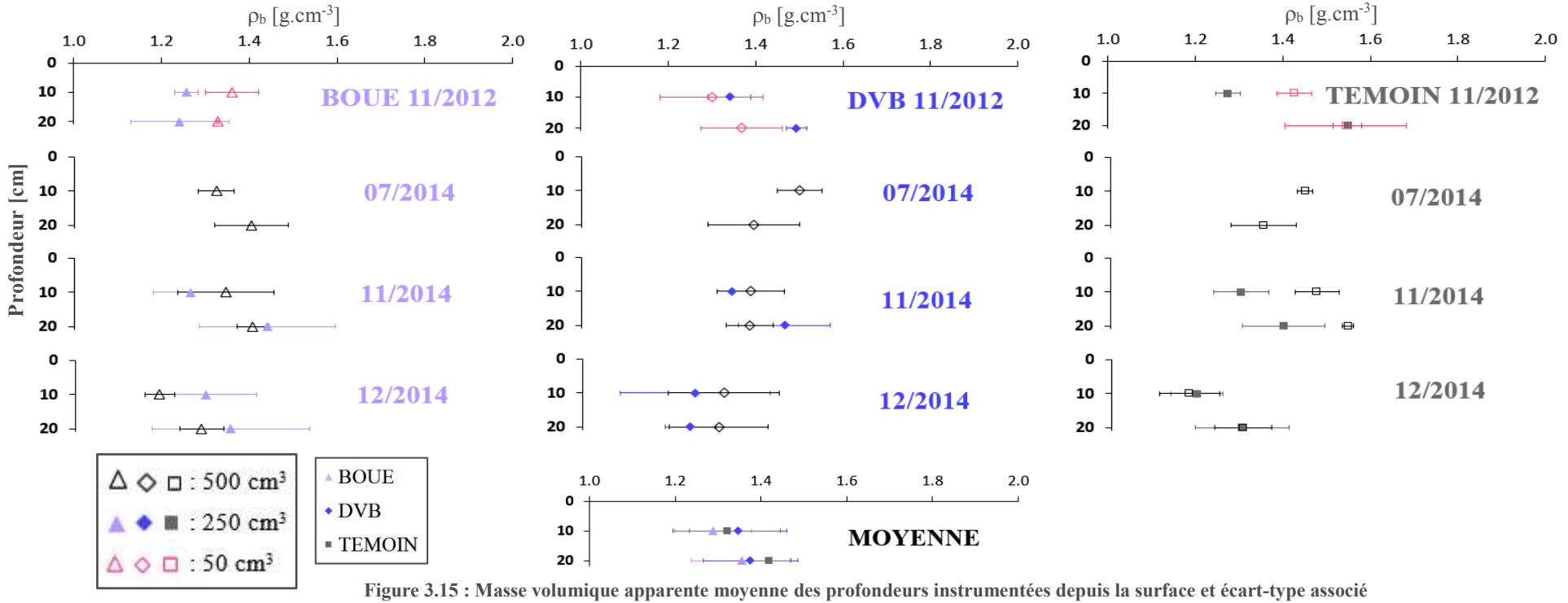


Figure 3.15 : Masse volumique apparente moyenne des profondeurs instrumentées depuis la surface et écart-type associé constatés pour chaque campagne de prélèvement mise en place et selon le volume du cylindre de prélèvement.

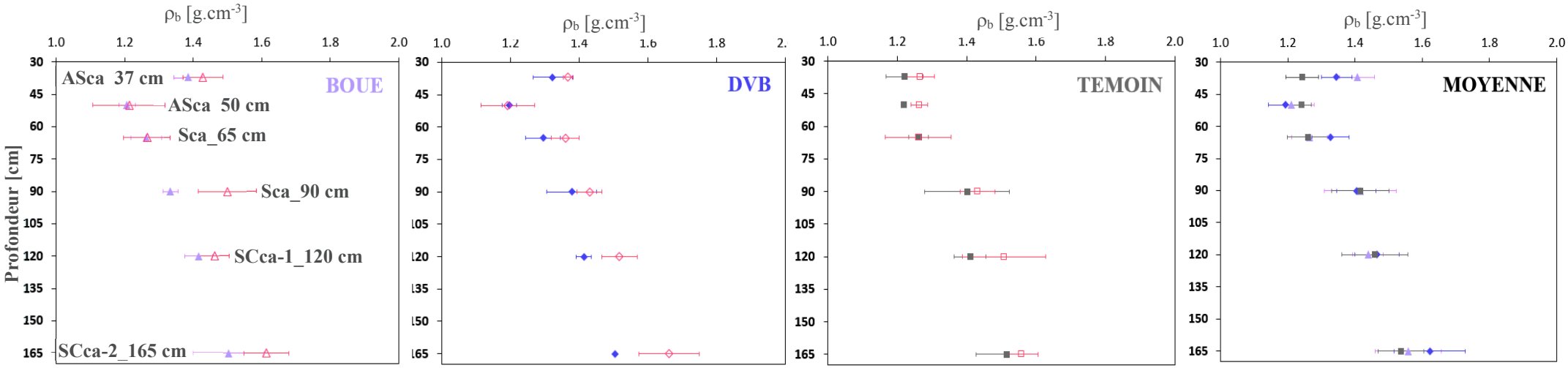


Figure 3.16 : Moyennes et écarts-types associés aux valeurs des masses volumiques apparentes des profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé, selon le volume du cylindre de prélèvement (50 et 250 cm³) et valeurs moyennes globales associées à chaque parcelle.

3.2.1.2.B Étude de la masse volumique apparente de l'horizon travaillé

La détermination précise des valeurs de ρ_b des profondeurs de l'horizon de surface est rendue complexe par l'effet des pratiques culturales, dont l'action mécanique modifie la structure (compaction, tassement), la porosité et de ce fait les propriétés hydriques du sol à travers notamment la variabilité spatiale et temporelle du système macroporeux (Mohanty et al., 1994 ; Coutadeur et al., 2002; Cameira, 2003). L'évolution de ρ_b au cours de l'année, et donc pour divers états structuraux du sol, a été suivie à l'aide de prélèvements réalisés aux profondeurs d'instrumentation et en utilisant des cylindres de différents volumes (§ 3.1.1.1.C).

3.2.1.2.B.i Effet du volume du cylindre de prélèvement

L'ensemble des campagnes de mesure, à l'exception de celle réalisée en juillet 2014, a été l'occasion de prélèvements effectués avec des cylindres de volumes distincts, à savoir (*i*) 50 et 250 cm^3 fin 2012 ; (*ii*) 250 et 500 cm^3 en novembre et décembre 2014. Finalement, et comme attendu au vu des résultats déjà obtenus pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface, nous retrouvons des ρ_b supérieures ou égales avec les cylindres 50 cm^3 pour les parcelles BOUE et TEMOIN (Figure 3.15 et Annexe 3.E). Cependant la parcelle DVB présente de ρ_b supérieures avec les cylindres de 250 cm^3, bien que celles obtenues avec les 50 cm^3 soient associées à des écarts-types plutôt élèves, notamment à 10 cm (CV > 9 %).

De plus, nous n'observons aucune tendance systématique concernant les différences de ρ_b entre cylindres de 250 et 500 cm^3 pour les campagnes de prélèvements effectuées en novembre et décembre 2014 (Figure 3.15). Le volume du cylindre de prélèvement ne semble donc pas avoir d'influence marquée sur les valeurs de masses volumiques apparentes retrouvées. Ceci est confirmé par des différences statistiques peu présentes et constatées uniquement sur la parcelle TEMOIN, principalement concernant les moyennes de ρ_b à 10 cm pour deux des trois campagnes de prélèvements incluant deux volumes de cylindres différents ($p < 0.01$) (Tableau II Annexe 3.D).

3.2.1.2.B.ii Effet des pratiques culturales

L'effet des pratiques culturales sur les variations spatio-temporelles des propriétés physiques du sol affectant par conséquent les valeurs de conductivité hydraulique et de masse volumique apparente de l'horizon de surface a déjà été mis en évidence par de nombreux auteurs (Alletto et Coquet, 2009 ; Coquet et al., 2005a ; Coutadeur et al., 2002 ; Messing et Jarvis, 1993). Nous avons de ce fait entrepris une étude des variations de ρ_b selon les pratiques culturales du site, qui a été effectuée au travers de prélèvements réalisés (*i*) le 25/07/2014, soit environ une semaine avant le déchaumage associé à l'incorporation des PRO, épandus le 01/08/2014, dans les dix premiers cm de l'horizon travaillé ; (*ii*) le 03/11/14, soit environ trois semaines avant la mise en place du labour annuel (25/11/2014) ; (*iii*) le 24/12/2014, soit près d'un mois après le labour.

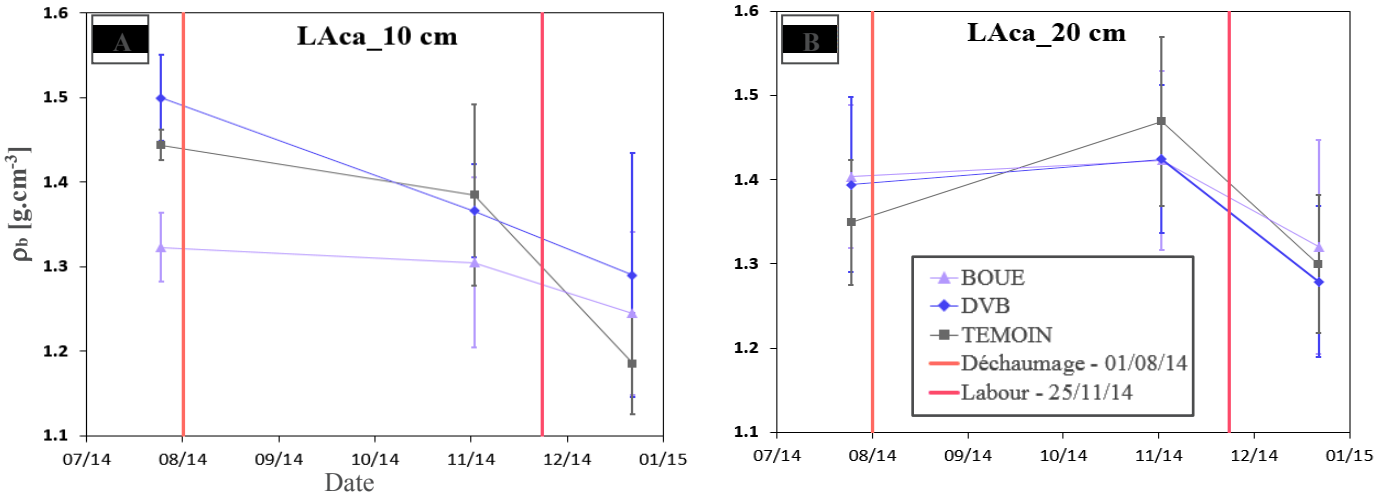


Figure 3.17 : Variations des moyennes de masse volumique apparente à 10 cm [A] et 20 cm [B] pour les trois parcelles, selon les campagnes de prélèvement réalisées en juillet, novembre et décembre 2014 : étude de l'influence des pratiques culturales après un déchaumage (01/08/2014) et un labour (25/11/2014).

Suite au déchaumage, nous remarquons une diminution générale des moyennes des masses volumiques apparentes à 10 cm, plus marquée sur la parcelle DVB avec une différence supérieure à 0.13 g.cm^{-3} entre la campagne de juillet et celle de novembre 2014 (Figure 3.17-A) et statistiquement significative ($p < 0.01$; cf. Tableau II Annexe 3.D). Par conséquent, le déchaumage entraîne logiquement une diminution de ρ_b à 10 cm qui, en accord avec les constatations faites par Alletto et Coquet (2009), est encore légèrement visible trois mois après le travail du sol. De plus, entre juillet et novembre 2014, une augmentation statistiquement significative ($p < 0.05$, cf. Tableau II en Annexe 3.D) des masses volumiques apparentes est constatée à 20 cm sur la parcelle TEMOIN (+0.12 g.cm^{-3} ; Figure 3.17-B) alors que celles des parcelles amendées sont finalement peu notables et non significatives. Le déchaumage n'atteignant que la couche 0-10 cm, ces augmentations pourraient être expliquées par la compaction du sol engendrée au travers des nombreux passages humains et de machines agricoles sur les parcelles (Gysi et al., 2000) dans le cadre des campagnes de prélèvements de sol mises en place durant la période.

En outre, les campagnes réalisées en novembre et décembre 2014 permettent de constater une diminution généralisée des masses volumiques moyennes à 10 et 20 cm suite à la mise en place du labour, cette dernière pouvant aller jusqu'à 0.3 g.cm^{-3} (TEMOIN 10 cm avec cylindres 500 cm^3, cf. Annexe 3.E). De même, une augmentation des écarts-types associés à des prélèvements effectués dans un horizon fraichement labouré est le plus souvent constatée. En effet, les coefficients de variation sont globalement supérieurs à ceux observés pour un sol plus tassé et peuvent atteindre près de 14 % (Annexe 3.E) confirmant par conséquent les modifications de la structure du sol et l'hétérogénéité plus importante induite par un labour ainsi que la diminution des valeurs de ρ_b à travers l'augmentation de la porosité (Osunbitan et al., 2005). Des effets hautement significatifs du labour sont observés à 10 cm sur la parcelle TEMOIN ($p < 0.001$) et à 20 cm sur les parcelles DVB et TEMOIN ($p < 0.01$) (Tableau II Annexe 3.D), confirmant ainsi la forte variabilité des valeurs de masse volumique apparente de l'horizon de surface pouvant être engendrée par un travail du sol. Enfin, le fait que des différences statistiques de ρ_b liées au labour soient observées à 20 cm pour deux des trois parcelles

étudiées vient confirmer les observations effectuées sur la Figure 3.17-B et par Alletto et Coquet (2009) quant aux variations plus marquées des valeurs de masses volumiques apparentes lorsque l'on se rapproche du fond du labour.

3.2.1.2.B.iii Effet des apports de PRO

Concernant les éventuels effets d'apport de PRO sur les valeurs de masse volumique apparente de l'horizon de surface, nous constatons peu de différences statistiquement significatives pour l'ensemble des quatre campagnes de mesure. En effet, seule celle effectuée lors de l'instrumentation indique une différence hautement significative entre parcelles ($p < 0.001$), mais peut difficilement être reliée à un effet lié aux PRO, car seule la profondeur 20 cm de la parcelle BOUE présente une ρ_b significativement plus faibles que celles des deux autres parcelles, dont la DVB (cf. Tableau III en Annexe 3.D). De plus, nous remarquons globalement que les différences des moyennes générales de ρ_b entre parcelles sont inférieures à 0.07 g.cm^{-3} à une profondeur de surface donnée ce qui représente moins que l'écart-type le plus faible associé aux moyennes calculées (0.09 g.cm^{-3} pour la BOUE à 10 cm, cf. Tableau 3.10). Cela étant, et malgré des apports de PRO répétés au rythme biennal depuis 2001, aucun effet traitement marqué ne semble pouvoir être mis en évidence sur la masse volumique apparente de parcelles amendées avec de la boue de STEU ou un compost de boues et déchets verts. Ceci est confirmé par les tests statistiques mis en place sur les ρ_b moyennes globales qui ne mettent en évidence aucun effet significatif à 10 et 20 cm ($p > 0.05$, cf. Tableau III Annexe 3.D). Ces conclusions doivent néanmoins être relativisées par le fait que, comme nous l'avons vu au travers des résultats présentés ci-dessus, l'horizon de surface est soumis à un travail du sol régulier et aux phénomènes de compactions. Ces derniers ont vraisemblablement tendance à masquer la visibilité des effets potentiels d'apport de PRO sur la masse volumique apparente de par les variations engendrées sur la structure et la porosité du sol.

3.2.1.2.C Conclusion et prise en compte d'une valeur unique de masse volumique apparente par profondeur instrumentée

Une première conclusion générale des études réalisées concerne l'utilisation de cylindres de 250 et 500 cm^3, qui sera à privilégier, pour s'assurer que l'échantillonnage effectué intègre l'ensemble de la porosité. Ceci ne semble en effet pas être le cas avec des cylindres 50 cm^3, entraînant de ce fait un risque de surestimation des valeurs de masse volumique apparente bien qu'aucun effet significatif de l'outil de prélèvement ne puissent être formellement mis en évidence.

De plus, aucune tendance statistique n'est dégagée concernant d'éventuels effets des apports de PRO sur les valeurs de ρ_b de l'horizon de surface, bien que ceux-ci puissent être masqués par la mise en place des pratiques culturales du site. Ces dernières sont en effet à l'origine d'hétérogénéités et de modifications conséquentes des propriétés physiques du sol introduisant une diminution de ρ_b et une augmentation de son écart-type associé durant les semaines suivant un labour, et notamment pour des profondeurs situées près du fond du labour.

Finalement, et au vu des faibles différences de ρ_b, associées à des coefficients de variation inférieurs à 9.5 % pour les moyennes et écarts-types globaux de chaque parcelle (Tableau 3.10), le choix est fait de considérer une unique valeur de masse volumique apparente par profondeur instrumentée indépendamment de la parcelle étudiée. Celle-ci, reportées dans le Tableau 3.10 et sur la Figure 3.18, est calculée à partir de la moyenne générale de l'ensemble des valeurs de ρ_b obtenues pour l'ensemble des campagnes de prélèvements effectuées à une profondeur donnée. Le même poids est attribué à chaque répétition et permet la prise en compte de l'effet des pratiques culturales sur les variations de masse volumique apparente d'un horizon travaillé. Les valeurs moyennes de ρ_b sont comprises entre 1.215 (50 cm) et 1.566 g.cm^{-3} (165 cm) et les CV entre 4.3 et 8.7 %, correspondant à des écarts-types compris entre 0.053 (50 cm) et 0.121 g.cm^{-3} (20 cm).

Tableau 3.10 : Masse volumique apparente moyenne obtenue à chaque profondeur instrumentée sur chaque parcelle.

	BOUE	*DVB*	*TEMOIN*	*MOYENNE*
ρ_b 10 cm [g.cm^{-3}]	1.287 (0.09)	1.346 (0.113)	1.32 (0.125)	1.318 (0.112)
CV [%]	7.0	8.4	9.5	8.5
ρ_b 20 cm [g.cm^{-3}]	1.355 (0.116)	1.376 (0.109)	1.419 (0.131)	1.383 (0.121)
CV [%]	8.6	8.0	9.3	8.7
ρ_b 37 cm [g.cm^{-3}]	1.406 (0.051)	1.345 (0.044)	1.243 (0.049)	1.332 (0.083)
CV [%]	3.6	3.3	3.9	6.2
ρ_b 50 cm [g.cm^{-3}]	1.21 (0.069)	1.194 (0.051)	1.241 (0.029)	1.215 (0.053)
CV [%]	5.7	4.3	2.3	4.3
ρ_b 65 cm [g.cm^{-3}]	1.264 (0.052)	1.327 (0.054)	1.261 (0.062)	1.284 (0.062)
CV [%]	4.1	4.1	4.9	4.8
ρ_b 90 cm [g.cm^{-3}]	1.417 (0.107)	1.404 (0.058)	1.416 (0.085)	1.412 (0.081)
CV [%]	7.6	4.2	6.0	5.7
ρ_b 120 cm [g.cm^{-3}]	1.439 (0.046)	1.465 (0.067)	1.459 (0.098)	1.454 (0.07)
CV [%]	3.2	4.6	6.7	4.8
ρ_b 165 cm [g.cm^{-3}]	1.558 (0.099)	1.622 (0.106)	1.537 (0.068)	1.566 (0.091)
CV [%]	6.3	6.5	4.4	5.8

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont mis entre parenthèses.
À noter que six échantillonnages ont été réalisés pour la détermination de ρ_b de chaque profondeur instrumentée sous l'horizon de surface contre 25 à 10 et 20 cm.

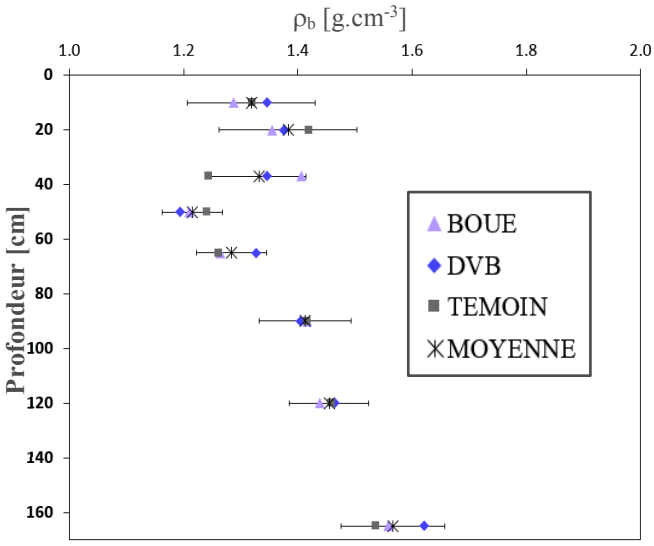


Figure 3.18 : Masse volumique apparente moyenne obtenue à chaque profondeur instrumentée sur chaque parcelle.

3.2.1.3 Courbes de rétention en eau : détermination au laboratoire

Repris au § 3.2.2.3 dans le cadre de l'étude des courbes de rétention en eau obtenues à partir des données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau, l'exploitation des résultats des analyses des courbes de rétention en eau établies à partir de mesures au laboratoire peut être consultée en Annexe 3.F.

3.2.1.4 Conductivité hydraulique à saturation : résultat des mesures au laboratoire

Comme explicité au § 3.1.1.1.B, les conductivités hydrauliques à saturation ont été mesurées au laboratoire par la méthode du perméamètre à charge constante. Cinq analyses ont été effectuées sur chacun des cylindres de prélèvement comprenant trois échantillons par profondeur instrumentée sur la parcelle TEMOIN. De ce fait, en l'absence d'analyse pour les sols concernés par des épandages de PRO, l'étude d'éventuels effets traitement sur les valeurs de K_s ne pourra être réalisée. Ces derniers n'auraient toutefois vraisemblablement pas été caractérisables, au vu des variabilités extrêmes associées à K_s (Strudley et al., 2008) et des effets des pratiques culturales et de la compaction sur la conductivité hydraulique du sol (Coquet et al., 2005b).

Une suppression des données de K_s jugées suspectes est tout d'abord réalisée à partir de l'ensemble des résultats d'analyse. Pour les raisons développées en Annexe 3.G, celle-ci concerne les cinq essais des répétitions 1 et 2 à respectivement 50 et 37 cm (Tableau III en Annexe 3.G). En effet, les variabilités des valeurs de K_s de ces dernières sont significativement plus élevées que celles des deux autres répétitions (Tableaux I et II en Annexe 3.G) mais ne peuvent être attribuées à des variabilités spatiales propres à ce paramètre de par les diminutions constatées entre essais d'une même répétition qui peuvent atteindre 2000 $cm.j^{-1}$ (Figure II et Tableau I en Annexe 3.G). De plus, les valeurs de K_s d'un essai donné qui ont subi un saut d'au minimum un facteur 2 suite à la mise en place d'un nouvel essai et dont la valeur n'est semblable à aucun autre essai d'une répétition à la profondeur d'étude donnée sont également supprimées. C'est le cas pour les deux et trois premiers essais des répétitions 1 à 90 et 120 cm mais également pour le premier essai de la répétition 1 à la profondeur 165 cm et 2 à la profondeur 10 cm (Tableau III en Annexe 3.G). Finalement l'ensemble des données relatives aux valeurs de K_s_modifiées sont représentées sur la Figure 3.19 et dans le Tableau 3.11 et les résultats associés aux tests statistiques sont consultables dans le Tableau IV en Annexe 3.G.

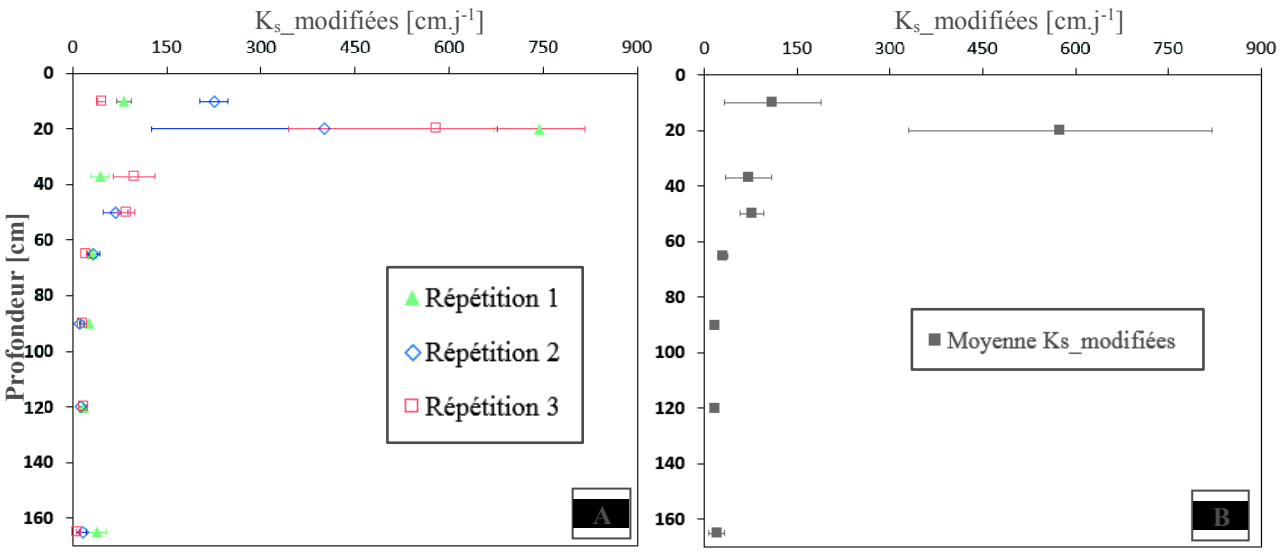


Figure 3.19 : Valeurs et écarts-types des K_s_modifiées de chaque profondeur instrumentée, obtenues au laboratoire pour chacune des trois répétitions [A] et leurs moyennes [B].

Nous observons ainsi logiquement une nette diminution des écarts-types et coefficients de variation après suppression empirique des valeurs de K_s jugées suspectes, ces derniers baissant notamment de plus de 100 % pour les moyennes globales à 37, 50 et 120 cm (Tableau 3.11 et Tableau I en Annexe 3.G).

Finalement, l'ensemble des profondeurs présentent des coefficients de variation inférieurs à 71 %, non seulement pour les essais d'un échantillon donné mais également pour ceux calculés pour l'ensemble des résultats des trois échantillons à une même profondeur instrumentée (Tableau 3.11 et Tableau I en Annexe 3.G). Ces valeurs sont en accord avec celles retrouvées dans la littérature et qui mettent en avant des coefficients de variation associés au K_s qui dépassent souvent les 100 % pour des études effectuées en surface ou en profondeur (Iqbal et al., 2005).

Tableau 3.11 : Moyennes et valeurs extrêmes associées au « Ks_modifiées » établies à chaque profondeur instrumentée.

Profondeur [cm]	*Ks max.* [cm.jour^{-1}]	*Ks min.* [cm.jour^{-1}]	***K_s modifiées*** [cm.jour^{-1}]	*CV* [%]
10	36.6	257.0	**110.2 (78.2)**	71.0
20	103.1	906.5	**575.2 (245)**	42.6
37	29.1	139.2	**71 (37.2)**	52.4
50	41.5	104.2	**76.9 (18.4)**	23.9
65	20.8	46.4	**29.1 (8.4)**	28.7
90	10.2	28.2	**16.7 (6.3)**	37.6
120	8.8	22.5	**16.1 (4)**	24.6
165	2.8	43.3	**19.8 (13.3)**	67.1

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont mis entre parenthèses.

En outre, les conséquences des pratiques culturales semblent également être visibles à travers les valeurs supérieures de K_s retrouvées dans les horizons LAca et ASca, mais également d'après les écarts-types élevés associés permettant ainsi de rendre compte de variabilités spatiales très importantes, caractéristiques néanmoins intrinsèquement associées à ce paramètre. Enfin, les hétérogénéités de texture du sol plus soulignées à 165 cm que pour l'ensemble des autres profondeurs du profil étudié (§ 3.2.1.1.B) semblent également engendrer des variabilités de K_s plus marquées, avec un CV global atteignant quasiment 70 % à cette profondeur. L'ensemble est confirmé par les résultats de l'ANOVA et des tests de Bonferroni au seuil de 5 % mis en place à chaque profondeur qui indiquent des différences statistiques hautement significatives ($p < 0.0001$) à 10, 90 et 165 cm et significatives ($p < 0.01$) à 37 cm entre répétitions (Tableau IV Annexe 3.G).

En conclusion, les données de conductivité hydraulique à saturation modifiées permettent de retranscrire les variabilités attendues concernant (*i*) l'horizon de surface (LAca) de la parcelle TEMOIN soumis à un travail du sol ; (*ii*) l'horizon SCca-2 dont la composition texturale est variable, ce dernier étant situé juste au-dessus de l'horizon IIDcx sablo-caillouteux. Celles mesurées pour les autres profondeurs présentent une variabilité généralement moins marquée caractérisée par l'absence de différence statistique majeure (sauf à 90 cm) et corrélée aux faibles différences de texture du sol des horizons ASca, Sca et SCca-1 (§ 3.2.1.1.B).

Toutefois, et malgré la mise en avant de certaines tendances selon la profondeur, les valeurs obtenues ne sont représentatives de l'état du sol TEMOIN qu'au moment du prélèvement. En effet, le faible nombre d'échantillons, la proximité de ceux-ci et le fait qu'ils n'ont été effectués que sur une seule parcelle ne permettent incontestablement pas de rendre compte de l'ensemble de la variabilité qui peut également être due (*i*) au travail du sol (Coquet et al., 2005b) ; (*ii*) à la compaction (Alakukku et al., 2003 ; Gysi et al., 2000) ; (*iii*) à l'anisotropie (Bagarello et al., 2009) ; (*iv*) aux éventuels effets d'apports (Strudley et al., 2008) sur les évolutions spatio-temporelles de la conductivité hydraulique, des horizons de surface et sous-jacents.

Comme nous le verrons par la suite, des valeurs de K_s spécifiques à chaque parcelle ont été calées à l'aide d'une étape d'optimisation par méthode inverse se basant sur les données de potentiel matriciel et de teneur en eau propres à chaque matériau. L'utilisation des bornes obtenues au laboratoire, associées à chaque profondeur instrumentée et reportées dans le Tableau 3.11, va donc permettre de fixer les limites initiales des intervalles de variations de ce paramètre dans le cadre de la procédure d'optimisation réalisée à l'aide d'HYDRUS-1D et comme cela a également été effectué par Kumar et al. (2010).

3.2.2 Suivi des données instrumentales et description de l'hydrodynamique sur les profils de sol des parcelles en sol nu

3.2.2.1 Bilan de deux ans d'acquisition de données

Suite à l'instrumentation des parcelles en sol nu opérée fin 2012 et au raccordement de l'ensemble des câbles à la centrale d'acquisition (CR1000) en janvier 2013 (Annexe 2.G), les premières données de teneur en eau acquises par les sondes TDR ont été obtenues à partir du 15/01/2013, tandis que les potentiels matriciels fournis par les tensiomètres peuvent être exploités à partir du 22/02/2013. L'acquisition de l'ensemble des données instrumentales a été effectuée par la centrale à un rythme horaire, bien que des problèmes liés notamment à des coupures de batterie constatées principalement lors des saisons hivernales, faute d'un ensoleillement suffisant pour assurer une charge adéquate par le panneau solaire, nous aient parfois contraints à une acquisition de données toutes les 2 ou 4 heures sur certaines périodes néanmoins restreintes.
Les dynamiques instrumentales horaires en fonction du temps et les moyennes journalières à chaque profondeur instrumentée sur les trois parcelles étudiées sont reportées en Annexe 3.H pour les données de teneur en eau et en Annexe 3.I pour celles associées aux potentiels matriciels.

3.2.2.1.A Profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé

Sous l'horizon de surface, six profondeurs sont instrumentées par parcelle avec des tensiomètres et sondes TDR, tous enterrés avec leurs câbles électriques. Comme décrit sur la Figure 2.10, la Figure 3.6 et dans le Tableau 3.7, elles sont au nombre de (*i*) deux dans l'horizon ASca (37 et 50 cm) encadrées par les matériaux M_{3p} et M_{4p} ; (*ii*) deux dans l'horizon Sca (50 et 65 cm) encadrées par les matériaux M_{5p} et M_{6p} ; (*iii*) une dans l'horizon SCca-1 (120 cm), encadrée par le matériau M_{7p} ; (*iv*) une dans l'horizon SCca-2 (165 cm), qui constitue la fin du matériau M_{8p}.

3.2.2.1.A.i Cas des tensiomètres

Dans un premier temps, nous remarquons la bonne cohérence des données de potentiel matriciel inter et intra-parcellaire fournies par les tensiomètres T4e et acquises de façon horaire avec un bruit très faible sur le signal quelle que soit la période de l'année (Figure 3.20). Néanmoins, la robustesse et la fiabilité de ces instruments et/ou du matériel électrique associé ne semblent pas optimales. En effet, à la date du 01/02/2015, soit seulement un peu plus de deux ans après le début de l'acquisition de données, de nombreux tensiomètres ne fonctionnent plus, si bien qu'au minimum un des trois capteurs à une profondeur instrumentée donnée sur chacune des trois parcelles ne fournit plus de potentiel matriciel jugés corrects. Malgré le fait que certains dysfonctionnements surviennent brusquement, comme après un épisode pluvieux important par exemple, la grande majorité interviennent sans raison logique apparente notamment de par l'acquisition de données jugées suspectes par rapport à celles des horizons sous et sus-jacents.

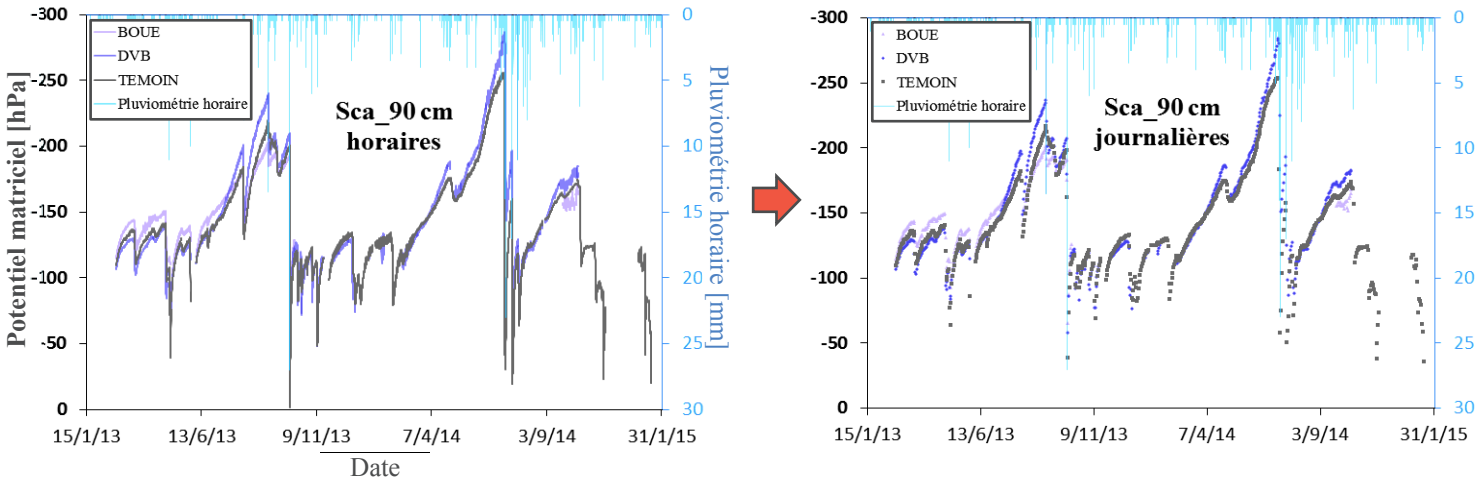


Figure 3.20 : Données horaires et journalières de potentiel matriciel fournies par les tensiomètres implantés à 90 cm sur chaque parcelle.

N'ayant accès ni à l'instrument ni aux connexions électriques de ce dernier avec le câble enterré, les seules interventions pouvant être réalisées sont effectuées depuis le regard central d'acquisition des données et concernent (*i*) la vérification de la bonne connexion à la centrale ; (*ii*) le remplissage de l'instrument avec de l'eau dégazée, au travers d'une purge (Figure 3.4).

Enfin, pour des raisons principalement pratiques et budgétaires, les tensiomètres qui ne fonctionnent plus ne seront pas remplacés, hormis à 165 cm où les données de potentiel matriciel acquises sont essentielles pour la mise en place de la modélisation, ces dernières étant définies comme condition à la limite inférieure du modèle (§ 3.1.2.4.C). Par conséquent, et suite à des dysfonctionnements de l'ensemble des tensiomètres enterrés à 165 cm observés courant 2014, de nouveaux capteurs ont été implantés depuis la surface à cette profondeur, avec un angle vertical de 30° soit de façon similaire à ceux déjà en place à 10 et 20 cm. De ce fait, ils ont été connectés à la centrale d'acquisition en passant directement par le regard central (Image 3.14). Ils permettent ainsi l'acquisition horaire du potentiel matriciel à ces profondeurs et limitent la perte de données mais présentent l'inconvénient chronophage de devoir être retirés et remis en place entre chaque pratique culturale.

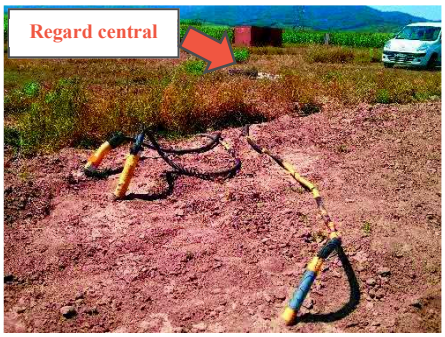


Image 3.14 : Tensiomètre implanté en surface et branchement depuis le regard central.

En définitive, malgré un gain de temps évitant la remise en place suite à un travail du sol, le fait d'avoir enterré les tensiomètres avec leurs câbles électriques reste discutable au vu de la vulnérabilité de ces instruments et des nombreux dysfonctionnements constatés souvent après seulement une année d'acquisition de données. En effet, l'impossibilité d'intervenir et donc de vérifier l'état et de potentiellement changer l'instrument et/ou son câble électrique entraîne une perte de données de potentiel matriciel souvent problématique et supérieure à une durée d'un an à certaines profondeurs étudiées (par exemple 65 cm DVB et TEMOIN ; 90 cm BOUE, cf. Figure 3.20 et Annexe 3.I). Ceci se montre problématique car cela représente tout de même approximativement la moitié de la période étudiée en modélisation inverse pour la détermination des paramètres hydrodynamiques propres à chaque parcelle.

3.2.2.1.A.ii Cas des sondes TDR

Des observations opposées à celles effectuées concernant les valeurs des potentiels matriciels fournis par les tensiomètres enterrés sous l'horizon de surface sont conclus de l'étude du fonctionnement des sondes TDR, qui permettent l'acquisition des données de teneur en eau en fonction du temps. Nous constatons en effet dans un premier temps que l'ensemble des sondes sont fonctionnelles au 01/02/2015 hormis celle implantée à 120 cm sur la parcelle TEMOIN, qui présente un dysfonctionnement moins de deux mois après son installation. La fiabilité de ces capteurs permet d'effectuer des mesures horaires de teneur en eau sur une durée supérieure à deux ans sans être confrontés à des dysfonctionnements majeurs.

Néanmoins, bien que lissé par la prise en compte des données journalières, un bruit pouvant atteindre 0.02 $cm^3.cm^{-3}$ est constaté sur le signal horaire de certaines sondes. Ce dernier peut être lié au fait que la longueur maximale de 15 m entre la pointe du guide d'onde et le module de mesure TDR100 situé dans la CR1000, recommandée par le fabricant pour une mesure optimale des teneurs en eau par une sonde TDR CS605, est légèrement inférieure aux longueurs apparentes mesurées par le logiciel PCTDR et appliquées dans le programme de mesure. En effet, ces dernières sont de respectivement 16.5, 17.5 et 16.5 m pour les parcelles BOUE, DVB et TEMOIN. Le fait que la longueur apparente la plus éloignée soit mesurée sur la DVB n'est sans doute pas étranger au fait que les bruits les plus importants soient observés pour les mesures de teneurs eau effectuées sur ce traitement (Annexe 3.H).

De plus, des sauts de teneur en eau suspects dans les données fournies par les TDR ont été constatés après certains événements pluvieux importants. C'est par exemple le cas pour l'ensemble des profondeurs instrumentées du profil de la parcelle TEMOIN à la suite d'un épisode pluvieux de 18 mm ayant eu lieu le 06/08/2013 et entouré en orange sur la Figure 3.21. En effet, dès 37 cm, de fortes augmentations de teneur en eau sont observées et peuvent être dues à la présence d'écoulements préférentiels le long du profil de sol instrumenté car très peu de variations sont visibles sur les données TDR des deux autres parcelles. Les faibles diminutions observées les jours suivants et notamment à 50 et 165 cm (Figure 3.21 et Annexe 3.H) semblent être caractéristiques d'une réorganisation du sol à proximité des sondes ayant pu modifier le contact entre la terre et les tiges en acier inoxydable des capteurs, ce dernier influençant logiquement la mesure des teneurs en eau par les TDR (Dobriyal et al., 2012). Nous remarquons également des sauts dans les teneurs eau acquises par les sondes TDR sur les profils de chaque traitement suite aux variations engendrées par l'épisode pluvieux exceptionnel de 40 mm (dont 27 mm en une heure) intervenu le 05/10/2013 (en rouge sur la Figure 3.21). Au vu de l'intensité de l'évènement, ces sauts sont visibles jusque 165 cm et généralement bien plus marqués que pour l'épisode précédemment cité. Un phénomène de réorganisation du sol à proximité des guides d'onde, entrainant par conséquent une modification du contact entre le sol et les guides d'onde, est à nouveau envisagé de par les disparités inter-parcellaires observées concernant les variations des teneurs en eau. En effet, comme souligné sur la Figure 3.21, nous remarquons par exemple que l'ordre croissant des teneurs en eau établi du 15/01/2013 au 05/10/2013 à 90 cm (BOUE < DVB < TEMOIN) est modifié après cette date (BOUE < TEMOIN < DVB) ou encore qu'à 165 cm, les sauts sont bien plus marquées pour la parcelle DVB, entrainant notamment un écart constant de 0.09 $cm^3.cm^{-3}$ entre dynamiques de la teneur en eau constatée sur les parcelles DVB et TEMOIN à partir du 06/10/2013 alors qu'il n'était que de 0.03 $cm^3.cm^{-3}$ au 04/10/2013.

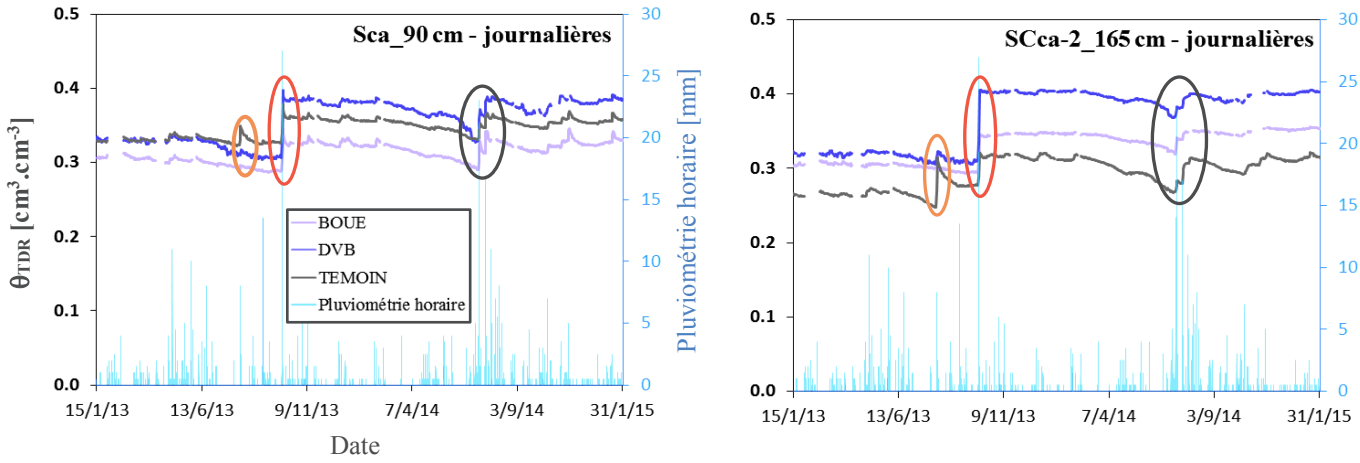


Figure 3.21 : Mise en évidence de variations de la teneur en eau acquise à 90 et 165 cm après des épisodes pluvieux importants : le 06/08/2013 en orange, le 05/10/2013 en rouge et du 20 au 22/07/2014 en noir.

Enfin, les variations de teneur en eau constatées lors d'épisodes pluvieux cumulés de 61.5 mm ayant eu lieu entre le 20/07 et le 22/07/2014 (entouré en noir sur la Figure 3.21) semblent plus logiques non seulement au sein d'une même parcelle, avec des dynamiques cohérentes observées le long d'un profil de sol donné, mais également entre parcelles à une même profondeur avec des sauts d'amplitude similaire relevés pour les trois parcelles (Annexe 3.H).

3.2.2.1.B Profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface

L'horizon travaillé (LAca) est instrumenté à deux profondeurs (10 et 20 cm) par parcelle, avec des sondes implantées depuis la surface et retirées avant chaque travail du sol. Les câbles électriques sont quant à eux enterrés, la connexion se faisant depuis un regard situé en bordure de parcelle. Le Tableau 3.12 récapitule notamment le type et les dates des différentes pratiques culturales opérées sur le site (Figure 2.11) et celles correspondant à l'enlèvement et la remise en place des sondes de mesures en surface.

Tableau 3.12 : Type de travail du sol, dates et conditions climatiques associées à l'enlèvement et la remise en place des sondes implantées depuis la surface.

Date pratique culturale	*Type pratique culturale*	*Enlèvement*	*Remise en place*	*Pluviométrie moyenne*	*Evaporation moyenne E_s*	*Température moyenne*
					[mm jour^{-1}]	[°C]
22/02/2013	Labour	30/01/2013	22/02/2013	1.69	0.74	1.34
08/04 et 17/04/2013	Hersage + Vibroculteur	08/04/2013	26/04/2013	1.29	1.13	13.62
19/07/2013	Hersage	16/07/2013	19/07/2013	0.00	1.15	23.10
19/11/2013	Labour	18/11/2013	25/11/2013	2.07	0.60	3.63
01/08/2014	Déchaumage	28/07/2014	04/08/2014	3.33	2.16	19.72
25/11/2014	Labour	24/11/2014	27/11/2014	0.25	0.41	7.80

3.2.2.1.B.i Cas des tensiomètres

Les problèmes de fiabilité évoqués pour les capteurs et le matériel électrique enterrés sous l'horizon labouré sont également constatés pour les sondes branchées depuis la surface. Également associés à l'endommagement de certains instruments par des individus (trop) curieux, de nombreux remplacements de tensiomètres branchés depuis la surface ont été réalisés au cours de l'étude, notamment au vu de l'importance des données de potentiel matriciel acquises dans l'horizon travaillé qui permettront, une fois corrélées aux données de teneur en eau, de

déterminer les propriétés de rétention en eau de cet horizon et les paramètres de description de l'hydrodynamique lors de l'étape de modélisation.

De nombreux phénomènes et problèmes caractéristiques des données mesurées par des tensiomètres implantés depuis la surface sont observés durant l'exploitation des résultats acquis de façon horaire. Dans un premier temps, et contrairement aux teneurs en eau, les mesures de potentiel matriciel ne sont quasiment pas impactées par les manipulations liées aux pratiques culturales du site.

En effet, illustrée sur la Figure 3.22-A pour le labour effectué le 19/11/2013, la remise en place des capteurs après un travail du sol ne semble pas avoir d'impact flagrant sur les données fournies par les tensiomètres. Le fait que ces dernières soient supérieures à celles acquises lors de l'enlèvement des sondes est caractéristique d'une humectation légèrement plus importante de l'horizon LAca justifiée par les précipitations, évaporations et températures observées sur la période sans capteurs (Tableau 3.12). Jugées idéales par le fabricant pour l'installation des sondes, ces conditions humides permettent d'obtenir quasiment instantanément des valeurs de pressions cohérentes et exploitables. Néanmoins, dans les cas où le sol est plus sec, la remise en place du tensiomètre s'accompagne d'une légère humidification au point d'implantation facilitant l'obtention rapide d'un contact intime entre la céramique poreuse de l'instrument et le sol. Par conséquent, les données de potentiel matriciel acquises durant les premières heures après sa remise en place ne seront pas représentatives de l'état hydrique réel du sol et seront donc supprimées de façon empirique.

La Figure 3.22-B permet quant à elle la mise en avant de deux problèmes caractéristiques aux mesures de potentiel matriciel en surface durant les saisons chaudes et donc lorsque un assèchement rapide du sol peut être constaté. Le premier concerne l'absence de données de potentiel matriciel exploitables pour des valeurs inférieures à -800 hPa. En effet, et en accord avec ce qui est indiqué par le fabricant et dans la littérature pour ce type de tensiomètre (Whalley et al., 2013), nous remarquons que les variations des potentiels matriciels sont suspectes à partir de -800 hPa (mises en évidence en bleu sur les Figure 3.22-B) à cause de l'apparition du phénomène de cavitation qui empêche toute acquisition de données une fois ces potentiels atteints. Par conséquent, un travail empirique est entrepris et comprend les suppressions des valeurs proches et inférieures à la limite basse de la gamme de mesure indiqué par le fabricant. Plus précisément, toute valeur de potentiel matriciel inférieure ou égale à -750 hPa ne sera pas considérée dans le cadre des exploitations des dynamiques instrumentales et leur utilisation en modélisation inverse.

Un second problème identifié sur la Figure 3.22-B concerne les fluctuations diurnes des potentiels matriciels acquis de façon horaire par les instruments implantés en surface suite aux variations conséquentes de températures entre le jour et la nuit durant les saisons chaudes (jusqu'à $\pm$15 °C). Phénomène mis en évidence depuis plusieurs dizaines d'années (Fiscus et Huck, 1972 ; Haise et Kelley, 1950), ces variations sont principalement causées par des changements de conductivités hydrauliques du sol à proximité de la céramique poreuse ou par les effets des oscillations thermiques sur l'électronique du tensiomètre (Warrick et al., 1998). Nous constatons une corrélation entre données indiquées par les tensiomètres à 10 cm et les températures de l'air, les minimales nocturnes de ces dernières correspondant aux potentiels matriciels minimaux et inversement (Figure 3.22-B). En outre, les sauts diurnes de potentiel matriciel sont compris dans les ordres de grandeur trouvés dans la littérature (Oki et al., 1996 ; Warrick et al., 1998) et peuvent atteindre 100 hPa.

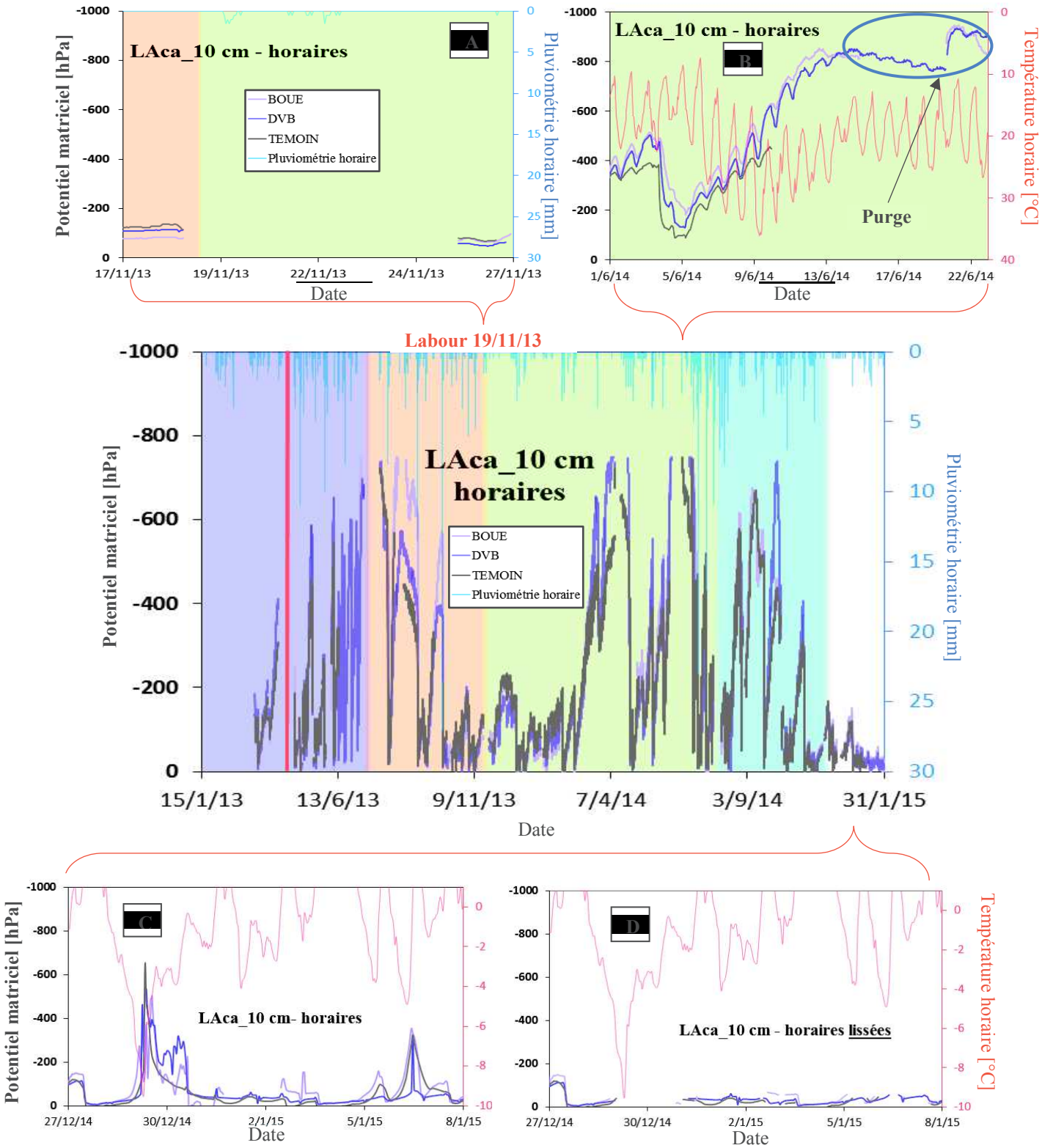


Figure 3.22 : Caractérisation de l'ensemble des problèmes spécifiques aux mesures de potentiel matriciel par des tensiomètres implantés depuis la surface et exemple de la suppression empirique des données réalisée à 10 cm.

Enfin, un exemple de l'influence des températures négatives sur les valeurs de pressions à 10 cm est visible sur la Figure 3.22-C, pour la période du 27/12/2014 au 08/01/2015. Nous remarquons en effet des diminutions suspectes de potentiel matriciel durant les périodes hivernales, ces dernières étant dues au gel de l'eau contenue dans les drains de purge et dans la céramique poreuse de l'instrument et étant de ce fait corrélées à des températures de l'air négatives qui peuvent atteindre jusque -10 °C. Il a été montré que de telles températures présentent un risque d'endommagement des tensiomètres implantés depuis la surface et sur les premiers cm

du sol (Harris et Davies, 1998 ; Kirkham, 2014). Nous pouvons effectivement constater que, le 29/12/2014, les pressions atteignent jusque -700 hPa à 10 cm sur la parcelle TEMOIN puis reviennent à des valeurs jugées cohérentes deux jours plus tard, lorsque les températures se rapprochent à nouveau de 0 °C. Une solution pour remédier à ce problème serait, par exemple, de substituer ou de mélanger l'eau contenue dans le tensiomètre par ou avec du méthanol ou de l'éthanol (Cassel et Klute, 1986). En effet, les températures de solidification de ces alcools sont de respectivement -97.7 et -114.4 °C (Haynes, 2014) et sont par conséquent beaucoup plus basses que celle de l'eau, prévenant *a priori* les problèmes liés au gel de cette dernière. Néanmoins, bien qu'une absence de dégradation du matériel soit établie par certains auteurs (Gorden et Veneman, 1995), le remplissage du tensiomètre avec tout autre liquide que de l'eau est déconseillé (*i*) par le fabricant, sous risque d'endommager certains composants de l'instrument ; (*ii*) car la mesure effectuée par le tensiomètre correspond au potentiel matriciel à condition que la phase liquide à l'intérieur ait une composition voisine de celle du sol (Calvet, 2003). Le choix est finalement fait de ne remplir les tensiomètres qu'avec de l'eau ultrapure, ceci nous obligeant à supprimer certaines données de potentiel matriciel, ces dernières étant erronées lorsque les températures de l'air deviennent négatives. Cette suppression empirique de certaines données permet finalement l'obtention de potentiel matriciel *a priori* caractéristique de l'état hydrique humide du sol souvent constaté durant ces périodes (Figure 3.22-D).

3.2.2.1.B.ii Cas des sondes TDR

La procédure d'instrumentation des sondes TDR implantées sous l'horizon de surface étant identique à celle mise en place pour les TDR mesurant les teneurs en eau dans un horizon travaillé, les observations effectuées sur leur fonctionnement sont semblables. En effet, les six sondes branchées depuis les regards en bordure de parcelle et implantées dans l'horizon labouré sont toujours fonctionnelles deux ans après l'instrumentation indiquant ainsi la bonne robustesse des instruments et de leurs matériels de câblage. Seule la TDR à 20 cm sur la parcelle DVB dysfonctionne et a fourni des teneurs en eau jugées aberrantes entre le 18/11/2013 et le 27/11/2014, ces dernières n'étant par conséquent pas prises en compte dans le cadre de l'étude. De plus, bien que lissé par le calcul de moyennes journalières, nous pouvons noter la présence d'un bruit sur le signal des données horaires de teneur en eau fournies par les sondes à 10 et 20 cm (Figure 3.23 et Annexe 3.H). Ce dernier est plus ou moins présent selon les périodes et les différences de contact entre les tiges en acier inoxydable de la sonde et le sol suite à la remise en place des capteurs après un travail du sol. Nous constatons par exemple des bruits (*i*) faibles à 10 et 20 cm pour la période du 22/02 au 08/04/2013 ; (*ii*) marqués à 20 cm sur les dynamiques horaires de teneur en eau constatées pour la période du 04/08 au 24/11/2014 (Figure 3.23).
En outre, des phénomènes spécifiques aux sondes implantées dans un horizon travaillé sont observés au travers de la mise en place des pratiques culturales du site expérimental (Tableau 3.12 et Figure 3.23). En effet, nous constatons des sauts dans les valeurs de teneur en eau acquises suite à l'enlèvement et la remise en place des instruments dans l'horizon de surface LAca. Ces dernières ne présentent aucune logique non seulement par rapport à celles des autres parcelles étudiées mais également par rapport aux données météorologiques observées sur la période sans capteurs (Tableau 3.12).

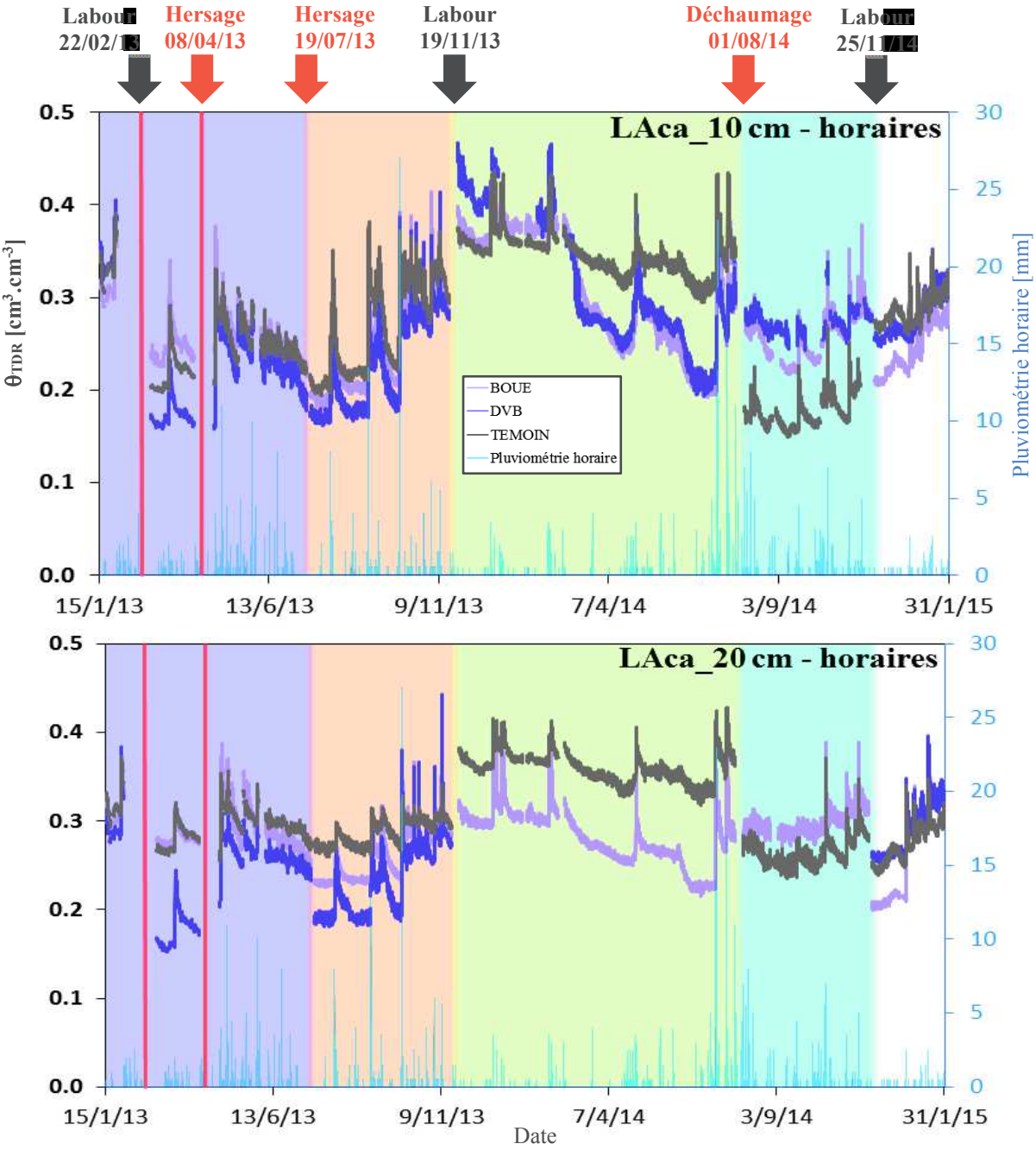


Figure 3.23 : Variations des données de teneur en eau des profondeurs instrumentées d'un horizon de surface suite à la mise en place des pratiques culturales du site expérimental.
Chaque couleur représente le début et la fin d'une période de temps comprise entre deux dates de travail du sol.

Pour illustrer ces propos, prenons l'exemple du labour effectué le 19/11/2013. Suite à la remise en place des sondes huit jours après leur enlèvement (18/11-25/11/2013), nous notons la présence de sauts dont l'amplitude varie entre 0.08 et 0.19 $cm^3.cm^{-3}$ selon la parcelle. De ce fait, et même si la pluviométrie constatée sur la période (2.07 $mm.j^{-1}$) peut expliquer une légère augmentation des teneurs en eau dans l'horizon de surface, au vu des faibles évaporations (0.60 $mm.j^{-1}$) et des augmentations de potentiel matriciel constatés (Figure 3.22-A), celles-ci semblent totalement disproportionnées. Les écarts entre parcelles sont donc incontestablement influencés par les différences de contact entre la sonde et le sol entre les deux dates ou encore par la structure du sol au voisinage immédiat des guides d'ondes qui peut par exemple être plus ou moins tassé suite au travail du sol réalisé (Coquet et al., 2005a).

De même, des diminutions conséquentes des données de teneur en eau peuvent être induites par la remise en place des sondes comme celle d'environ 0.18 $cm^3.cm^{-3}$ constatée à 10 cm sur la parcelle TEMOIN après le déchaumage du 01/08/2014. Cette dernière est également en contradiction avec les conditions climatiques observées sur la période (Tableau 3.12) et caractéristiques de teneur en eau qui devraient être proches de celles observées avant l'enlèvement comme est le cas pour les parcelles amendées (BOUE et DVB).
En définitive, la mise en place d'une correction des teneurs en eau fournies par les sondes TDR est absolument indispensable dans le cadre de la caractérisation des propriétés hydriques des horizons des profils de sol étudiés. Cela rejoint les observations effectuées quant aux écarts de teneur en eau inter-parcellaires et sauts observés pour les profondeurs instrumentées sous le labour après certains épisodes pluvieux (Figure 3.21) ainsi que les variations de teneur en eau inhérentes à l'enlèvement et la remise en place des sondes TDR dans l'horizon travaillé (Figure 3.23). Cette correction, dont le caractère primordial a également été souligné dans la littérature (Chalhoub, 2010 ; Evett et al., 2006) sera effectuée au travers de suivis gravimétriques dont la procédure est décrite au § 3.1.1.3.

3.2.2.2 Correction des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR à l'aide de la méthode des suivis gravimétriques

Pour permettre la correction des teneurs en eau journalières fournies par les sondes TDR implantées à chacune des huit profondeurs instrumentées des trois parcelles étudiées, onze campagnes de mesures des teneurs en eau par la méthode gravimétrique ont été opérées à ces mêmes profondeurs entre septembre 2013 et février 2015, dont quatre uniquement destinées à la correction des données obtenues en surface suite à la mise en place des pratiques culturales du site (Tableau 3.6). Pour rappel, les prélèvements réalisés à la tarière manuelle encadrent les huit profondeurs d'étude (Tableau 3.5) et permettent l'obtention de masses d'échantillon constamment supérieures à 100 g.

3.2.2.2.A Cas des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface : étalonnage par droite d'équation de type $y = ax + b$

Les dynamiques des teneurs en eau des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface (37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm) et fournies par les sondes TDR (θ_{TDR}) sont corrigées à partir de données obtenues par suivi gravimétrique ($\theta_{Réelle}$) pour chacune des sept campagnes effectuées. En effet, chacune d'entre elles va permettre le calcul du rapport entre θ_{TDR} et $\theta_{Réelle}$ et, finalement, l'obtention d'une droite d'équation caractéristique de la représentation graphique de la fonction affine établie pour chaque sonde. À terme, chaque valeur journalière de teneur en eau acquise par les TDR va être corrigée ($\theta_{Corrigée}$) selon l'Équation 3-26 suivante :

$$\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b \qquad \textbf{Équation 3-26}$$

3.2.2.2.A.i *Bilan général des suivis gravimétriques et choix empiriques effectués*

Dans le cadre de la correction des valeurs de teneur en eau fournies par les sondes TDR situées sous l'horizon de surface, le choix est fait d'étalonner les données journalières uniquement à partir du 06/10/2013, au vu des variations suspectes dans les données instrumentales constatées avant cette date et discutées au § 3.2.2.1.A.ii (Figure 3.21). De ce fait, les résultats de la campagne opérée le 23/09/2013 ne seront pas considérés car les données TDR antérieures à cette date risquent de biaiser certaines équations établies.

De plus, les résultats associés à certaines campagnes pourront ne pas être considérés dans le cadre de l'établissement de l'équation de droite applicable à chaque sonde notamment (*i*) en l'absence de données TDR jugées cohérentes sur la période où a été effectué la campagne de suivi ; (*ii*) lors de la présence d'écarts-types importants sur la valeur moyenne obtenue pour $\theta_{Réelle}$.

Finalement, le nombre de couple ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) pris en compte pour établir les équations des droites permettant la correction des données de teneur en eau de chacune des six sondes TDR implantées de 37 à 165 cm sur chaque parcelle est reporté dans le Tableau 3.13, tandis que les courbes instrumentales journalières des données θ_{TDR} ainsi que les données $\theta_{réelle}$ prises en compte à partir du 06/10/2013 sont visibles en Annexe 3.J.

Tableau 3.13 : Nombre de campagnes de suivis gravimétriques considérées pour établir les équations de droite à chaque profondeur instrumentée sous l'horizon travaillé.

Profondeur	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
37 cm	5	3	5
50 cm	4	6	5
65 cm	4	3	6
90 cm	5	6	4
120 cm	6	5	/
165 cm	6	4	5

3.2.2.2.A.ii *Résultats selon le traitement*

Nous remarquons dans un premier temps que les données de teneur en eau fournies par les sondes TDR sont constamment supérieures à celles obtenues par suivi gravimétrique, hormis à 165 cm pour les parcelles BOUE et TEMOIN (Figure 3.24 et Annexe 3.J). De ce fait, la surestimation des teneurs en eau réelles par des capteurs reliés au module TDR100 déjà avancée dans la littérature (Bittelli et al., 2008 ; Herkelrath et Delin, 2001 ; Robinson et al., 2008) est ici également constatée. Toutefois, en accord avec Maroufpoor et al. (2009), les sous-estimations observées à 165 cm peuvent être justifiées par les changements texturaux observés dans l'horizon SCca-2 et sa composition nettement plus sableuse par rapport à ceux sus-jacents (Figure 3.14).

3.2.2.2.A.iii *Résultats selon la profondeur*

Nous observons de nombreuses similitudes concernant les équations des droites obtenues entre parcelles à une même profondeur (Figure 3.25). En effet, les principales différences constatées sont associées à des décalages selon l'axe des abscisses *i.e.* selon les données de teneur en eau fournies par les sondes TDR ($\Delta\theta_{TDR}$). Mis en évidence en rouge à 165 cm sur la Figure 3.25 entre TEMOIN et DVB, ces décalages sont caractérisés par des différences d'ordonnées à l'origine entre droites d'Équation 3-26 et des coefficients directeurs relativement comparables, même si des disparités notables peuvent être observées pour ces derniers comme entre les équations obtenues pour la BOUE et celles des deux autres parcelles à 65 et 165 cm (Tableau 3.14).

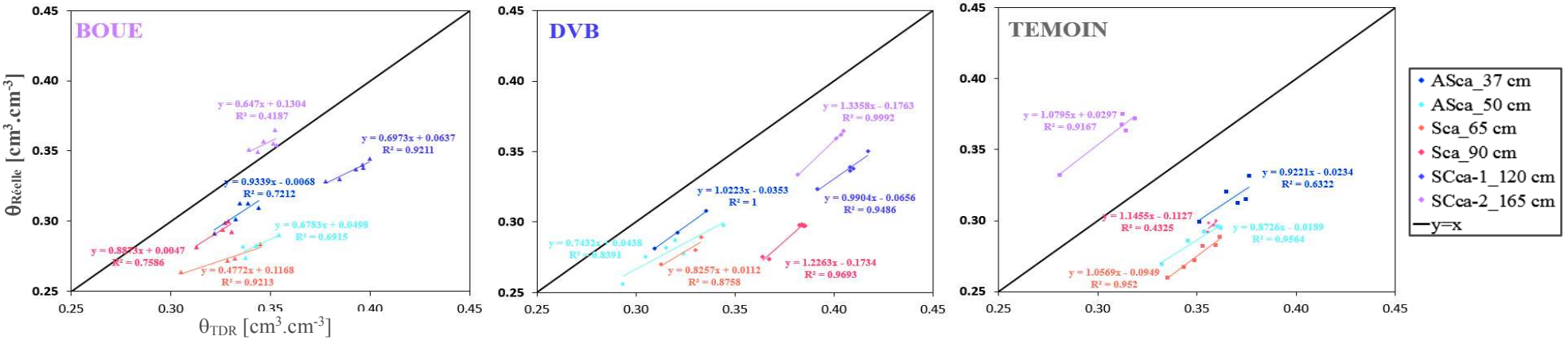


Figure 3.24 : Couples de valeurs $\theta_{Réelle}$; θ_{TDR} considérés pour l'obtention des droites d'équations : $\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b$: résultats selon la parcelle.

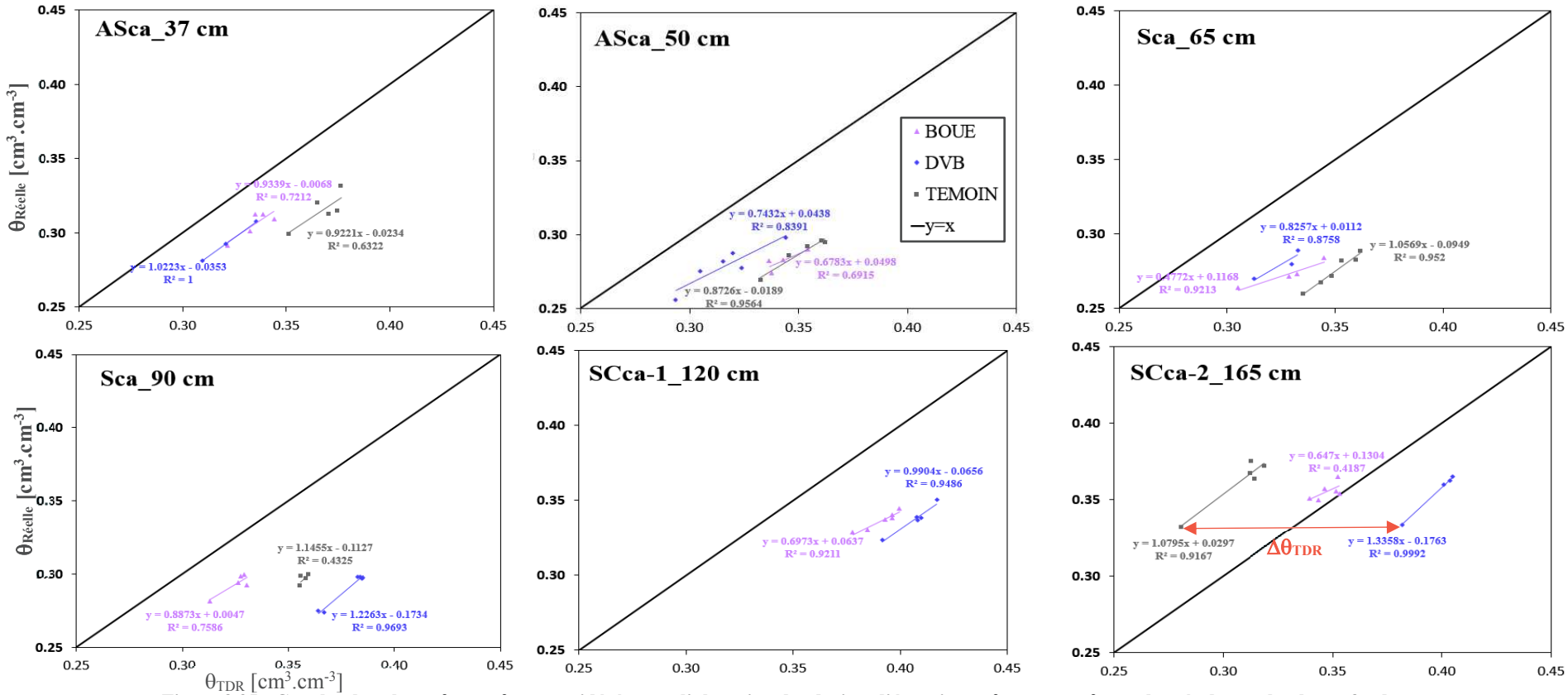


Figure 3.25 : Couples de valeurs $\theta_{Réelle}$; θ_{TDR} considérés pour l'obtention des droites d'équations : $\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b$: résultats selon la profondeur.

En définitive, et comme cela peut également être observé à partir du 06/10/2013 sur les courbes présentées en Annexe 3.J, il semble que les dynamiques inter-parcellaires de teneur en eau fournie par les sondes TDR à une profondeur instrumentée donnée sous l'horizon de surface soient généralement similaires bien que fréquemment décalées d'un $\Delta\theta_{TDR}$ qui reste quasiment constant au cours du temps. Ces décalages ne sont pas constatés selon l'axe des ordonnées pour les teneurs en eau mesurées gravimétriquement mettant en évidence le peu de différences entre les données de teneur en eau réelles inter-parcellaires obtenues à travers les résultats des suivis gravimétriques. Par conséquent, le caractère fondamental de la correction des données θ_{TDR} pour l'étude des propriétés hydriques des horizons d'un profil de sol, et les comparaisons entre parcelles y étant associées, est une nouvelle fois souligné.

3.2.2.2.A.iv Équations linéaires et étude des données de teneur en eau corrigées

L'ensemble des équations relatives à la correction des données TDR acquises à chaque profondeur instrumentée sous l'horizon de surface est reporté dans le Tableau 3.14. Celles-ci sont appliquées aux données journalières de teneur en eau fournies par les TDR à partir du 06/10/2013, hormis à (*i*) 120 cm sur la parcelle TEMOIN, où la sonde TDR implantée ne permet plus l'acquisition de teneur en eau jugées fiables seulement deux mois après son implantation ; (*ii*) 165 cm sur la parcelle BOUE, où l'équation obtenue présente une différence de coefficients directeurs marquée par rapport à celles des autres parcelles. De plus, le coefficient de détermination R^2 est relativement faible (≈ 0.4) et fonction des faibles variations de θ_{TDR} et $\theta_{Réelle}$ entre les campagnes ainsi que des coefficients de variation supérieurs associés aux déterminations de ces dernières par rapport aux profondeurs 165 cm des deux autres parcelles.

Tableau 3.14 : Équations de droite et coefficients de détermination R^2 associés à l'étalonnage individuel de chaque sonde implantée sous l'horizon travaillé.

Profondeur [cm]	$\theta_{Corrigée}$ *BOUE*	R^2 - *BOUE*	$\theta_{Corrigée}$ *DVB*	R^2 - *DVB*	$\theta_{Corrigée}$ *TEMOIN*	R^2 - *TEMOIN*
37	$0.9339*\theta_{TDR} - 0.0068$	0.7212	$1.0223*\theta_{TDR} - 0.0353$	1	$0.9221*\theta_{TDR} - 0.0234$	0.6322
50	$0.6783*\theta_{TDR} + 0.0498$	0.6915	$0.7432*\theta_{TDR} + 0.0438$	0.8391	$0.8726*\theta_{TDR} - 0.0189$	0.9564
65	$0.4772*\theta_{TDR} + 0.1168$	0.9213	$0.8257*\theta_{TDR} + 0.0112$	0.8758	$1.0569*\theta_{TDR} - 0.0949$	0.952
90	$0.8873*\theta_{TDR} + 0.0047$	0.7586	$1.2263*\theta_{TDR} - 0.1734$	0.9693	$1.1455*\theta_{TDR} - 0.1127$	0.4325
120	$0.6973*\theta_{TDR} - 0.0637$	0.9211	$0.9904*\theta_{TDR} - 0.0656$	0.9486	/	/
165	$0.647*\theta_{TDR} + 0.1304$	0.4187	$1.3358*\theta_{TDR} - 0.1763$	0.9992	$1.0795*\theta_{TDR} - 0.0297$	0.9167

Nous pouvons également noter que l'équation de la sonde à 90 cm pour la parcelle TEMOIN, bien que présentant un R^2 relativement faible du fait que l'ensemble des couples ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) considérés pour la correction est compris dans une gamme de teneur en eau étroite (Figure 3.25), est bien appliquée aux données instrumentales journalières, celles-ci restant comparables à celles établies à 90 cm pour les parcelles BOUE et DVB. Les chroniques journalières de teneur en eau corrigées ($\theta_{Corrigée}$) en fonction du temps, mises en évidence en Annexe 3.K et sur la Figure 3.26 à 165 cm, permettent effectivement de constater que les décalages de $\Delta\theta_{TDR}$ constatés entre parcelles à une même profondeur selon les données fournies par des sondes TDR ne sont plus aussi marqués, notamment pour les horizons profonds, les dynamiques de teneur en eau corrigées ayant tendance à être plutôt semblables dès 65 cm. De ce fait, les données journalières de teneur en eau des deux

profondeurs dont les équations ne peuvent être appliquées aux données θ_{TDR} (en rouge dans le Tableau 3.14) ont été corrigées selon le calcul des moyennes journalières des deux autres traitements.

$$\theta_{Corrigée} = a \times \theta_{TDR} + b$$

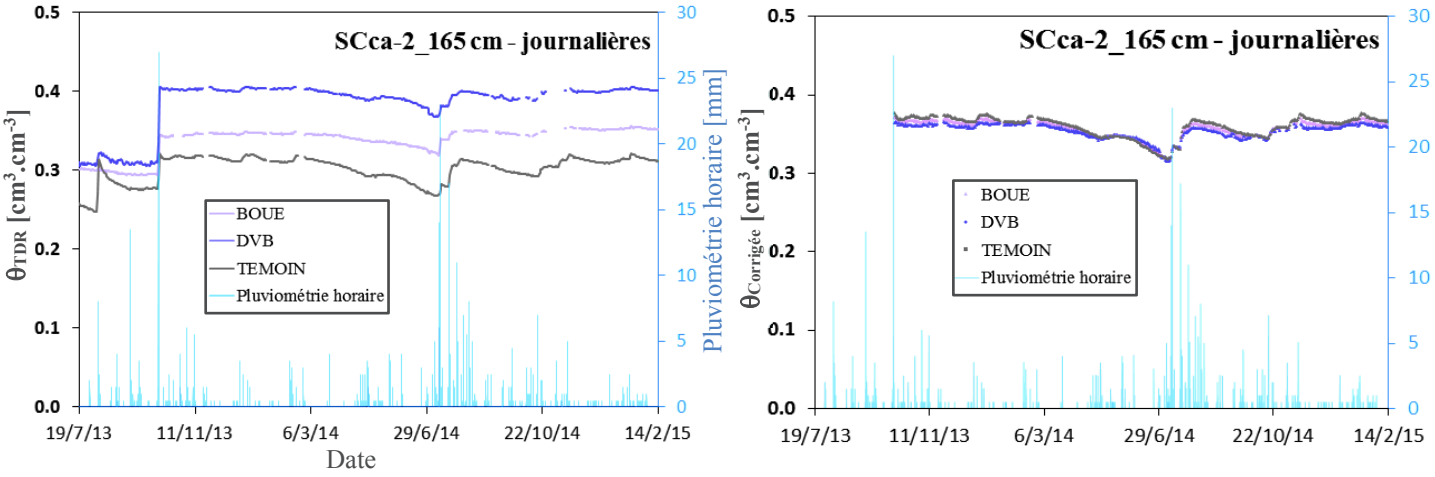


Figure 3.26 : Correction des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR à 165 cm par application de l'équation $\theta_{Corrigée}=a\times\theta_{TDR}+b$.

3.2.2.2.B Cas particulier des profondeurs de surface : correction à l'aide de coefficients

En plus des sept suivis permettant la correction des données de teneur en eau obtenues par les sondes TDR implantées à partir de 37 cm, quatre campagnes supplémentaires sont mises en place uniquement dans l'horizon de surface pour étalonner les θ_{TDR} des profondeurs instrumentées à 10 et 20 cm. Contrairement aux profondeurs situées sous l'horizon labouré, la correction des données de teneur en eau fournies par les sondes dont les profondeurs d'instrumentation sont localisées dans l'horizon LAca ne pourra être réalisée selon l'Équation 3-26. En effet, comme souligné sur la Figure 3.23, la mise en place des pratiques culturales sur les parcelles ont une influence prédominante sur l'amplitude des variations des teneurs en eau mesurées entre chaque enlèvement et remise en place des sondes TDR, ces dernières étant principalement expliquées par les hétérogénéités de structure et de porosité de l'horizon travaillé ayant une influence notamment sur la qualité du contact entre les guides d'onde de la sonde et le sol (§ 3.2.2.1.B.ii).

Nous observons par conséquent une très grande dispersion des couples ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) autour de la droite y=x et l'obtention d'équation de droites qui présentent de très faibles coefficients de détermination hormis pour la profondeur 20 cm de la parcelle DVB ($R^2 \approx 0.82$) (Figure 3.27). Néanmoins, cette dernière est caractérisée par un dysfonctionnement de sa sonde et des données θ_{TDR} jugées suspectes entre novembre 2013 et novembre 2014 (Figure 3.23). La valeur correcte du coefficient de détermination peut toutefois être expliquée par le fait que seules quatre campagnes sont utilisées pour la correction, dont trois réalisées entre décembre 2014 et février 2015, soit dans une unique période comprise entre deux travail du sol (visible en blanc en Annexe 3.L).

La correction des données de teneur en eau journalières fournies par les sondes TDR à 10 et 20 cm, effectuée par l'application de coefficients $\frac{\theta_{Réelle}}{\theta_{TDR}}$, ne pourra être opérée que si au minimum une campagne de suivi gravimétrique est mise en place sur une période comprise entre deux dates de travaux du sol, celles-ci étant reportées sur la Figure 3.23 et en Annexe 3.L avec les suivis correspondants à chacune d'elles. Par conséquent, comme la première campagne de suivi gravimétrique n'a été réalisée que le 23/09/2013 (Tableau 3.6), la correction des données de teneur en eau acquises en surface ne pourra être effectuée qu'à partir du 19/07/2013, date de la mise en place d'un décroutage estivale du sol en plein été à l'aide d'une herse rotative.

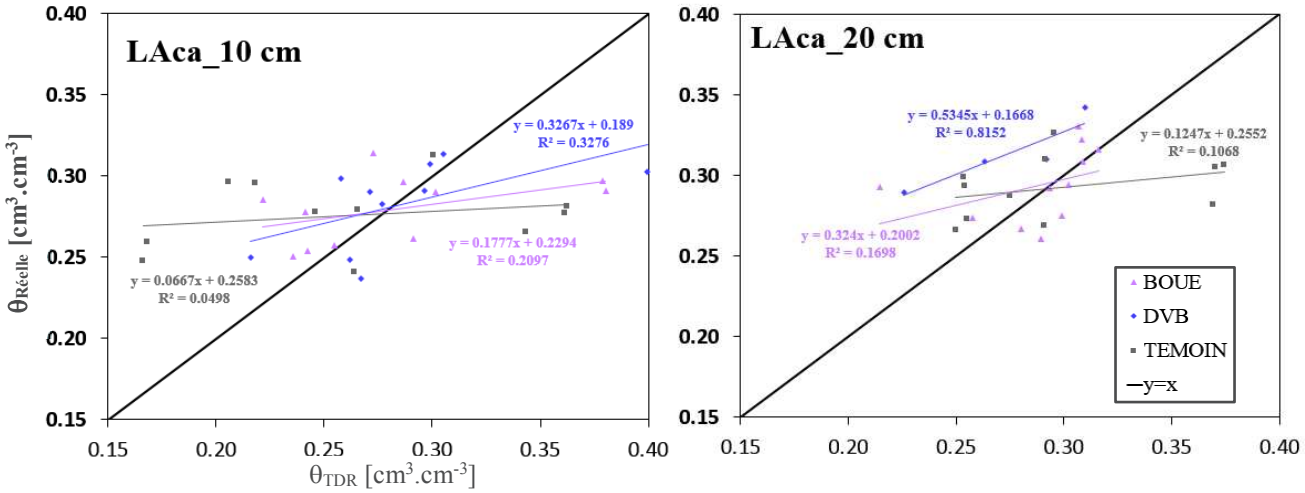


Figure 3.27 : Couples de valeurs ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) considérés pour l'obtention des droites d'équations : $\theta_{Corrigée} = a*\theta_{TDR} + b$: résultats selon la profondeur de surface.

En définitive, un total de onze couples de valeurs ($\theta_{Réelle}$, θ_{TDR}) ont été établis et permettent la correction des données de teneur en eau de surface à partir du 19/07/2013 (Tableau 3.6 et Annexe 3.L).

L'ensemble des coefficients de correction appliqués aux données θ_{TDR} fournies par les sondes implantées à 10 et 20 cm, ainsi que les périodes d'application et campagnes correspondantes à ces dernières, peuvent être consultés dans le Tableau 3.15. Nous remarquons que (*i*) des variations des coefficients de correction sont observées d'une campagne à l'autre ; (*ii*) suite à divers problèmes instrumentaux, les coefficients de campagnes situées dans le même intervalle de couleur (Annexe 3.L) pourront être appliquées à des périodes de temps différentes, comme par exemple pour les campagnes 4_S et 6-7 dans le cas de la parcelle BOUE.

Tableau 3.15 : Coefficients correctifs appliqués aux données instrumentales de teneur en eau obtenues en surface : période d'application et campagnes correspondantes.

Période d'application	*BOUE - 10 cm*	*BOUE - 20 cm*	*DVB - 10 cm*	*DVB - 20 cm*	*TEMOIN - 10 cm*	*TEMOIN - 20 cm*	*Campagne(s) correspondante(s)*
19/07 - 18/11/2013	1.049	1.063	1.156	1.283	0.915	0.924	1
25/11/13 - 21/02/2014	0.774	/	0.757	/	/	/	1_S-2
27/02 - 28/07/2014	0.897	/	1.021	/	/	/	3
25/11/13 - 28/07/2014	/	0.998	/	/	0.772	0.802	1_S-2-3
04/08 - 24/11/2014	1.017	0.948	0.962	/	1.458	1.061	2_S-4-3_S-5
27/11 - 27/12/2014	1.290	1.364	/	/	/	/	4_S
27/11/2014 -	/	/	1.086	1.113	1.075	1.146	4_S-6-7
27/12/2014 -	1.153	1.036	/	/	/	/	6-7

Finalement, les dynamiques de teneur en eau corrigées ($\theta_{Corrigée}$) en fonction du temps, établies après application de l'ensemble des coefficients de corrections (Tableau 3.15) aux données TDR acquises à 10 et 20 cm, sont visibles sur la Figure 3.28 pour chacune des trois parcelles. Nous remarquons que les données de teneur en eau constatées avant et après la réalisation d'un travail du sol semblent bien plus réalistes qu'en

l'absence de correction, les variations de θ_{TDR} liées à la mise en place des pratiques culturales (Figure 3.23) n'étant par conséquent plus constatées. Ceci souligne l'importance de la réalisation d'un nombre conséquent de campagnes de suivi en surface, des biais considérables étant engendrés sur les données de teneur en eau instrumentale (θ_{TDR}) et liés à la nécessité de retirer et réinsérer les sondes avant et après chaque travail du sol.

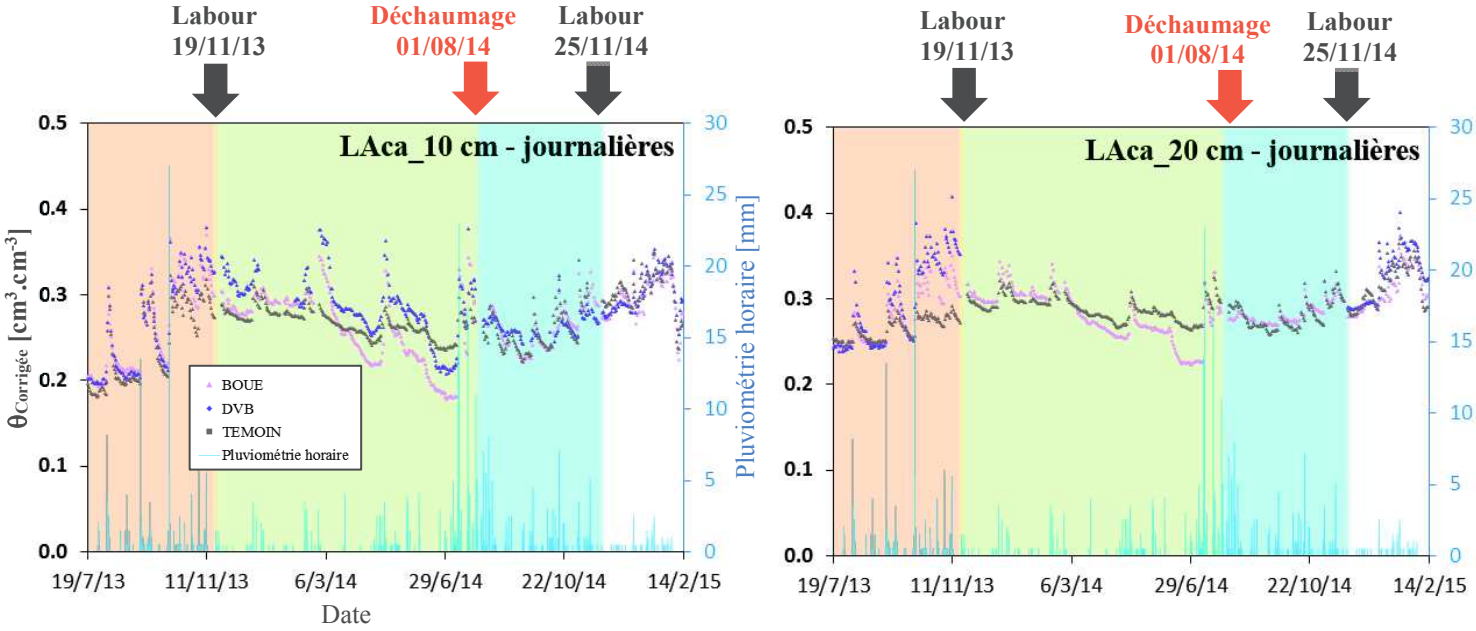


Figure 3.28 : Données de teneur en eau corrigées ($\theta_{Corrigée}$) après application des coefficients de correction relatifs à chaque profondeur instrumentée.

3.2.2.3 Étude des courbes de rétention en eau instrumentales

Les chroniques de mesures journalières des teneurs en eau du sol (TDR) étalonnées et celles des potentiels matriciels (tensiomètres) permettent d'établir les courbes de rétention en eau du sol ($\theta(h)$) caractéristique de chaque profondeur instrumentée et matériaux qui les encadrent. Au vu des hétérogénéités spécifiques à l'horizon travaillé et des spécificités des sondes implantées depuis la surface, les courbes de rétention en eau et les résultats des comparaisons avec les analyses au laboratoire associées aux profondeurs 10 et 20 cm contrastent avec celles obtenues pour les horizons sous-jacents et feront par conséquent l'objet d'une étude spécifique (§ 3.2.2.3.B).

3.2.2.3.A Profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé

3.2.2.3.A.i Étude intra et inter-parcellaire

Dans un premier temps, nous constatons que la gamme de variations des pF obtenue à partir des mesures *in situ* ne couvre pas l'ensemble de celle étudiée au laboratoire pour l'établissement des courbes $\theta(h)$ (Figure 3.29 et Tableau 3.16). Les bornes de celle-ci sont comprises entre pF = 1.4 (≈-25 hPa) et pF = 2.8 (≈-620 hPa) pour des sondes situées sous l'horizon de surface, les intervalles étant de plus en plus resserrés au fur et à mesure que l'on se rapproche de 165 cm, avec des potentiels matriciels constamment supérieurs à -350 hPa

dès 65 cm (M_{5p} ; Horizon Sca), soit environ moitié moins que le potentiel minimal pouvant être mesurée par le tensiomètre et fixé empiriquement à -750 hPa dans le cadre de l'étude.

L'étude des courbes de rétention en eau est ainsi réalisée sur une gamme de pF plutôt étroite et caractérisée par un état hydrique finalement assez peu sec pour les horizons profonds, ce dernier étant lié à l'étude réalisée sur sol nu et donc en l'absence de prélèvements racinaires. De plus, nous remarquons des différences concernant les courbes θ(h) entre profondeurs instrumentées d'une même parcelle, chacune semblant avoir une rétention en eau caractéristique, y compris celles situées au sein d'un même horizon. En effet, et même si les disparités les plus flagrantes sont constatées inter-horizons, les deux profondeurs instrumentées dans ASca (37 et 50 cm) et Sca (65 et 90 cm) présentent des courbes θ(h) dont les teneurs en eau témoignent (*i*) d'un décalage $\Delta\theta_{Corrigée}$ de quelques $cm^3.cm^{-3}$ relativement constant sur l'ensemble de la gamme de pF étudiée (ASca BOUE et Sca TEMOIN) ; (*ii*) d'un comportement qui varie significativement selon le pF, notamment lorsque ceux-ci se rapprochent de 3 et donc lors de l'assèchement du sol (ASca TEMOIN et SCa DVB). Néanmoins, les mêmes observations générales concernant la dynamique de variation des teneurs en eau en fonction des pF peuvent être effectuées entre les trois parcelles d'intérêts pour (*i*) la profondeur 37 cm, caractérisée par des rétentions en eau plus importantes que celle sus-jacente (50 cm), pourtant située dans le même horizon ASca, et que celles instrumentées dans l'horizon Sca (65 et 90 cm). Celles-ci peuvent être justifiées par les teneurs en MO légèrement plus élevés dans ce matériau, de par les effets encore visibles des apports de PRO et pratiques culturales à 40 cm (§ 3.2.1.1.A.iv) ; (*ii*) les profondeurs 165 cm (SCca-2) et 120 cm (SCca-1) qui présentent les rétentions en eau les plus importantes jusqu'à pF 2 pour la première et sur l'intervalle pF 2–2.5 pour la seconde (Figure 3.29).

Ces diversités de propriétés hydriques au sein d'un même horizon soulignent donc l'importance de subdiviser le profil de sol en autant de matériaux que de profondeurs instrumentées, comme cela a été mis en place dans HYDRUS-1D dans le cadre du calage des paramètres permettant de décrire la dynamique hydrique spécifiquement sur chaque profil de sol instrumenté.

3.2.2.3.A.ii Études intra-profondeur et comparaisons avec les résultats des analyses au laboratoire

Globalement, des disparités similaires sont constatées entre résultats d'analyses au laboratoire et données instrumentales *in situ* pour les horizons ASca, Sca et SCca-1 (Figure 3.30). En effet, les profondeurs 37, 50, 65, 90 et 120 cm présentent des teneurs en eau *in situ* généralement proches entre parcelles et surtout très majoritairement inférieures ou égales à celles obtenues après analyse au laboratoire. Cela rejoint ce qui est observé par d'autres auteurs (Kumar et al., 2010 ; Chalhoub, 2010), et notamment pour les horizons ayant des compositions texturales et des masses volumiques apparentes comparables à ceux étudiés (Mermoud et Xu, 2006). De surcroît, et comme également constaté dans la littérature (Paige et Hillel, 1993 ; Mermoud et Xu, 2006), lorsque les fractions sableuses d'un horizon sont conséquentes devant celles limoneuses et argileuses, les teneurs en eau observées *in situ* à un potentiel matriciel donné ne sont plus constamment inférieures à celles mesurées au laboratoire après la mise en place d'un prélèvement par la méthode des cylindres.

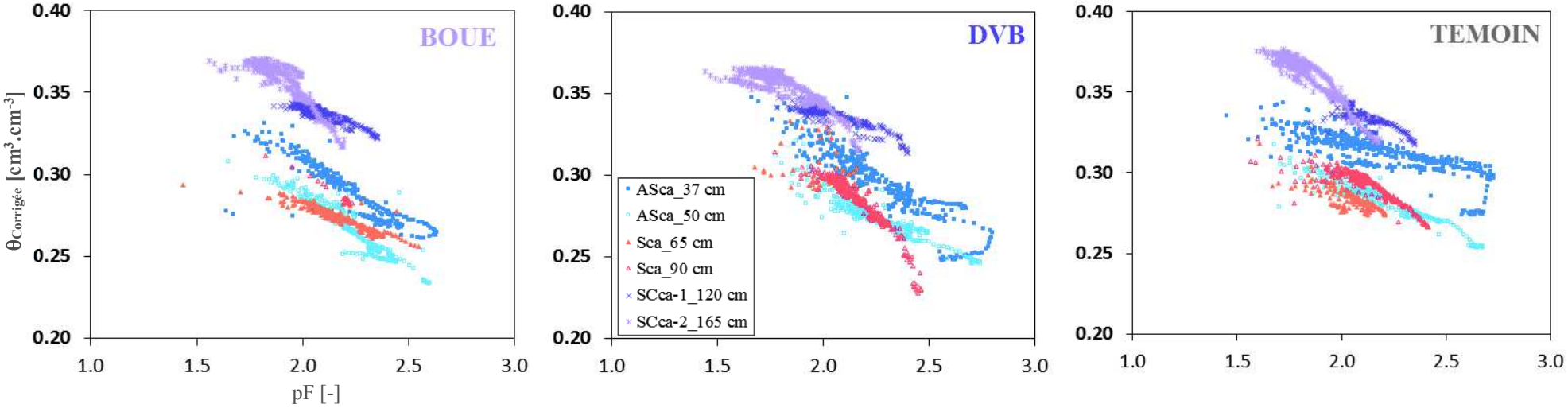


Figure 3.29 : Courbes de rétention en eau établies pour chaque parcelle à partir du suivi *in situ* des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée : cas des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface.

Tableau 3.16 : Gammes de variation minimales et maximales associées aux données de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée à chaque profondeur instrumentée.

BOUE	*10 cm*	*20 cm*	*37 cm*	*50 cm*	*65 cm*	*90 cm*	*120 cm*	*165 cm*
Potentiel MIN [hPa]	-750.0	-750.0	**-422.9**	**-390.4**	**-348.4**	**-201.3**	**-221.9**	**-154.3**
pF MAX	2.88	2.88	**2.63**	**2.60**	**2.55**	**2.31**	**2.35**	**2.20**
Potentiel MAX [hPa]	-3.6	-14.8	-42.6	-43.7	-26.7	-65.6	-71.9	-33.5
pF MIN	0.56	1.18	1.64	1.65	1.43	1.83	1.87	1.53
DVB	***10 cm***	***20 cm***	***37 cm***	***50 cm***	***65 cm***	***90 cm***	***120 cm***	***165 cm***
Potentiel MIN [hPa]	-750.0	-750.0	**-616.1**	**-544.0**	**-271.3**	**-283.8**	**-245.3**	**-161.0**
pF MAX	2.88	2.88	**2.80**	**2.74**	**2.44**	**2.46**	**2.40**	**2.22**
Potentiel MAX [hPa]	-3.3	-4.6	-22.9	-58.5	-46.6	-58.2	-59.5	-25.5
pF MIN	0.52	0.67	1.37	1.78	1.68	1.77	1.78	1.42
TEMOIN	***10 cm***	***20 cm***	***37 cm***	***50 cm***	***65 cm***	***90 cm***	***120 cm***	***165 cm***
Potentiel MIN [hPa]	-750.0	-750.0	**-526.7**	**-466.1**	**-272.3**	**-254.1**	**-219.8**	**-150.0**
pF MAX	2.88	2.88	**2.73**	**2.68**	**2.44**	**2.41**	**2.35**	**2.18**
Potentiel MAX [hPa]	9.8	-8.1	-27.5	-45.5	-37.8	-35.8	-70.4	-38.4
pF MIN	/	0.92	1.45	1.67	1.59	1.56	1.86	1.59

BOUE	*10 cm*	*20 cm*	*37 cm*	*50 cm*	*65 cm*	*90 cm*	*120 cm*	*165 cm*
$\theta_{Corrigée}$ MIN [$cm^3.cm^{-3}$]	0.178	0.223	0.229	0.231	0.254	0.263	0.322	0.317
$\theta_{Corrigée}$ MAX [$cm^3.cm^{-3}$]	**0.370**	**0.374**	**0.335**	**0.308**	**0.294**	**0.311**	**0.343**	**0.371**
DVB	***10 cm***	***20 cm***	***37 cm***	***50 cm***	***65 cm***	***90 cm***	***120 cm***	***165 cm***
$\theta_{Corrigée}$ MIN [$cm^3.cm^{-3}$]	0.196	0.238	0.248	0.246	0.247	0.228	0.314	0.315
$\theta_{Corrigée}$ MAX [$cm^3.cm^{-3}$]	**0.379**	**0.419**	**0.347**	**0.321**	**0.333**	**0.314**	**0.348**	**0.366**
TEMOIN	***10 cm***	***20 cm***	***37 cm***	***50 cm***	***65 cm***	***90 cm***	***120 cm***	***165 cm***
$\theta_{Corrigée}$ MIN [$cm^3.cm^{-3}$]	0.181	0.244	0.274	0.253	0.239	0.266	0.318	0.319
$\theta_{Corrigée}$ MAX [$cm^3.cm^{-3}$]	**0.349**	**0.371**	**0.343**	**0.318**	**0.318**	**0.321**	**0.345**	**0.377**

Les valeurs minimales en **rouges** (-750 hPa) soulignent que l'ensemble des profondeurs instrumentées dans les horizons de surface ont atteint la valeur limite à partir de laquelle les données fournies par les tensiomètres ne sont plus considérées.
Les valeurs maximales en **bleues** indiquent l'acquisition par les tensiomètres de potentiels positifs, la valeur de pF n'étant par conséquent pas définie.

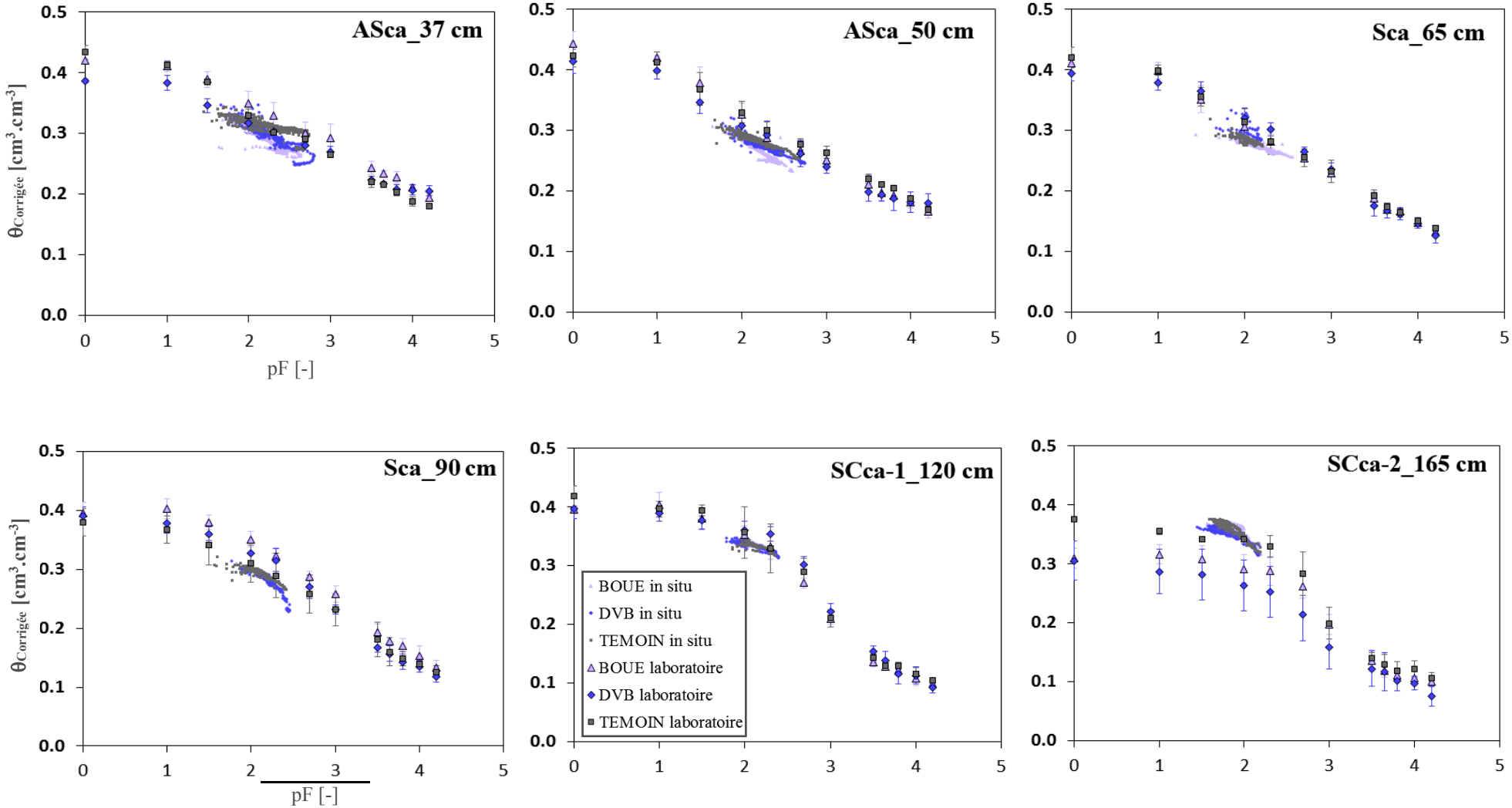


Figure 3.10 : Courbes de rétention en eau établies selon la profondeur à partir (*i*) du suivi *in situ* des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée ; (*ii*) des résultats d'analyse au laboratoire : cas des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface.

Dans notre cas, nous remarquons que ces dernières deviennent effectivement de plus en plus inférieures à celles mesurées *in situ* ($\theta_{DVB} < \theta_{BOUE} < \theta_{TEMOIN}$) au fur et à mesure de l'augmentation des teneurs en sables grossiers de l'horizon SCca-2 (M_{8p}) (% DVB > % BOUE > % TEMOIN, cf. § 3.2.1.1.B) (Figure 3.30).
De même, les écarts inter-parcellaires de rétention en eau des matériaux profonds (90, 120 et 165 cm) constatés par analyse au laboratoire pour des pF principalement compris entre 1.5 et 3 (Annexe 3.F) ne sont pas confirmés au travers de l'étude des courbes θ(h) établies *in situ*.

Enfin, pour une profondeur d'instrumentation donnée, nous pouvons noter le comportement semblable des courbes θ(h) entre parcelles, bien que quelques divergences puissent être observées (*i*) à 37 cm où une rétention en eau plus importante est constatée pour la parcelle TEMOIN à partir de pF 2.3. Malgré des différences encore légèrement marquées à 37 cm entre parcelles amendées et TEMOIN concernant le pH, la CEC ou encore les quantités de carbone organique et azote total (§ 3.2.1.1.A), aucun effet d'apport n'est donc visible sur les rétentions en eau sous l'horizon travaillé, rejoignant de ce fait les conclusions des observations et des tests statistiques mis en place sur les résultats d'analyse au laboratoire des propriétés physiques du sol ; (*ii*) à 50 et 90 cm respectivement pour la BOUE et le DVB, où la pente de la courbe est plus prononcée lorsque les pF deviennent supérieurs à 2.3. Ces résultats doivent toutefois être relativisés au vu de l'intervalle de pF étroit auxquels ils sont applicables.

3.2.2.3.B Profondeurs instrumentées dans l'horizon travaillé

Nous constatons tout d'abord que les caractéristiques de rétention en eau de l'horizon de surface sont relativement peu dépendantes de la profondeur instrumentée. En effet, seule la parcelle TEMOIN présente de légères distinctions entre profondeurs instrumentées dans son horizon LAca, avec une rétention en eau légèrement plus importante à 20 cm qu'à 10 cm (Figure 3.31).
De plus, et comme attendu au vu des hétérogénéités susmentionnées et inhérentes à un horizon de surface soumis aux pratiques culturales et dont les instruments de mesure sont régulièrement enlevés puis remis en place, les courbes de rétention en eau établies à partir de données *in situ* présentent des dispersions plus importantes que celles des horizons sous-jacents, les écarts de teneur en eau à un même pF pouvant être supérieurs à 0.1 $cm^3.cm^{-3}$. Nous remarquons également que les variations des teneurs en eau sont observées sur des gammes plus larges que celles des profondeurs sus-jacentes, de même que pour le pF qui est essentiellement compris entre 0.5 et 2.88, cette dernière valeur étant, pour rappel, fixée empiriquement à la limite inférieure d'acquisition du potentiel matriciel par le tensiomètre (-750 hPa ; cf. Tableau 3.16). Ces gammes de variations plus larges sont expliquées par l'impact plus marqué des conditions météorologiques sur l'horizon de surface, avec de nombreuses périodes de réhumectation liées aux infiltrations d'eau de pluie et d'assèchement inhérentes au phénomène d'évaporation et plus marquées durant les saisons estivales.

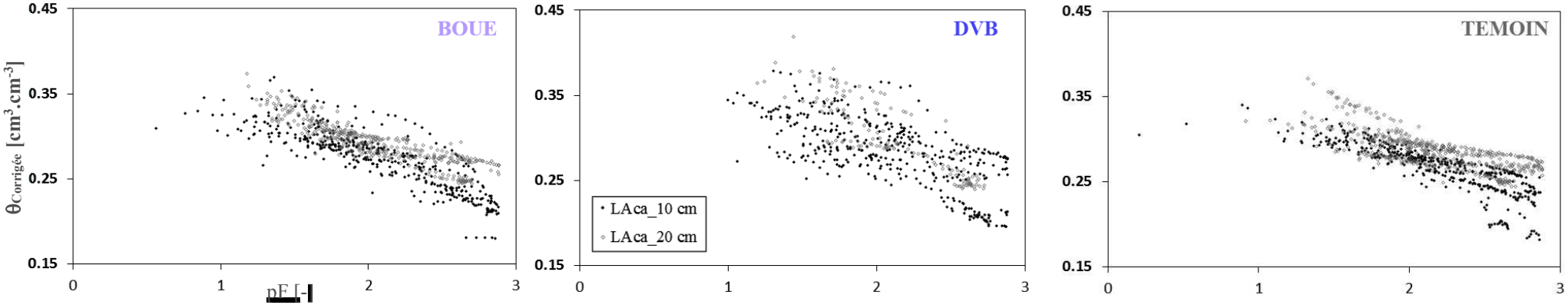


Figure 3.31 : Courbes de rétention en eau établies selon la parcelle étudiée à partir du suivi *in situ* des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée : cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface.

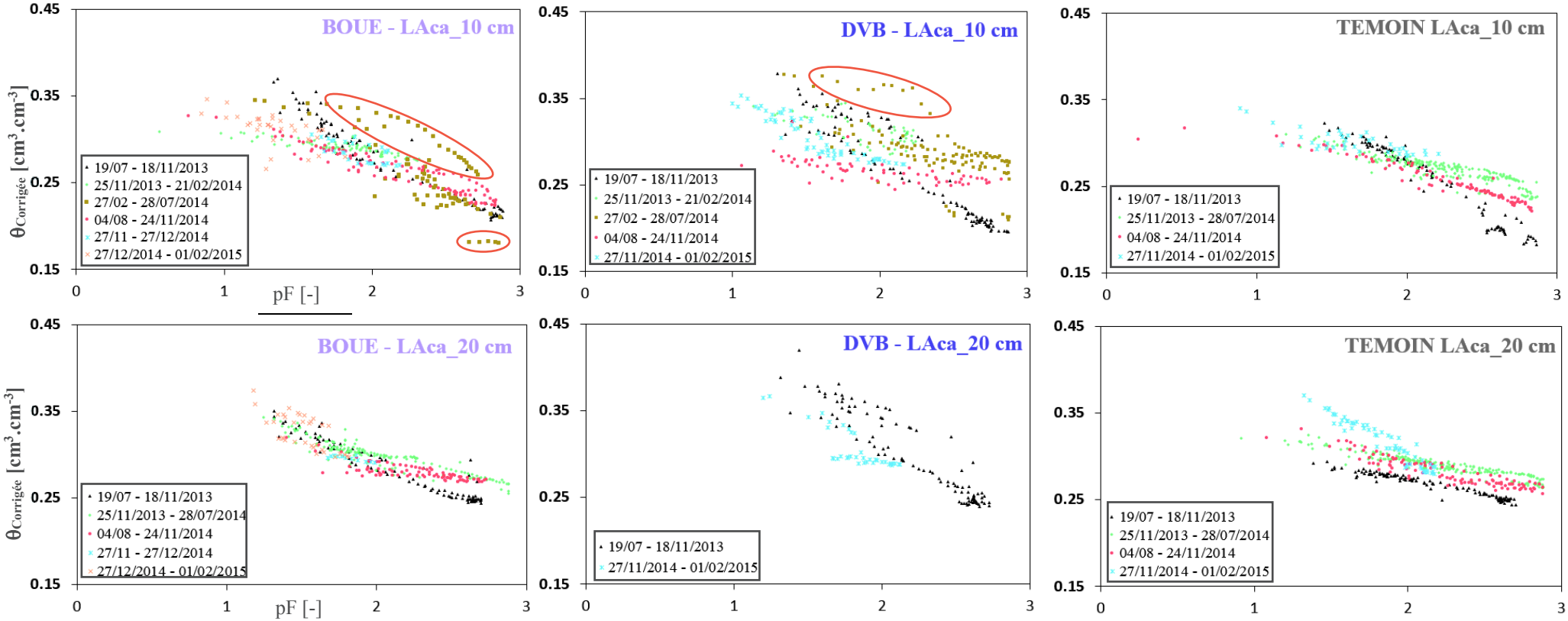


Figure 3.32 : Courbes de rétention en eau établies pour différentes périodes à partir du suivi *in situ* des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée : cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface.

En outre, et selon les dates d'enlèvement et de remise en place des sondes (Tableau 3.12) et les périodes d'applications des coefficients de correction $\frac{\theta_{réelle}}{\theta_{TDR}}$ aux données de teneur en eau de surface (Tableau 3.15), la Figure 3.32 permet d'observer que les propriétés de rétention en eau diffèrent au sein d'une même profondeur selon l'intervalle de temps pris en compte. En effet, nous pouvons mettre en évidence la présence de plusieurs relations θ(h) distinctes à une même profondeur d'une parcelle donnée, celles-ci ayant des comportements qui diffèrent sensiblement mais toutefois logiquement au vu des variabilités importantes associées à l'étude de l'hydrodynamique dans les horizons de sol travaillés. De ce fait, des disparités entre relations θ(h) sont constatées, premièrement à 10 cm pour les parcelles amendées. Plus accentuées pour la parcelle DVB, ces dernières sont observées sur l'ensemble de la gamme de pF étudiés lors de comparaisons inter-périodes durant les mêmes saisons sur deux années consécutives (19/07 – 18/11/2013 et 04/08 – 24/11/2014) ou encore intra-période (27/02 – 28/07/2014). Pour cette dernière, les écarts (dont certains extrêmes entourés en rouge sur la Figure 3.32) peuvent également être justifiés par l'imprécision relative liée aux corrections de teneur en eau, celles-ci étant basées sur l'application d'un unique coefficient sur la période en question, suite à la campagne de suivi gravimétrique mise en place le 17/07/2014 (Tableau 3.15). En effet, nous ne constatons pas ces variations dans le comportement des courbes θ(h) lorsque plusieurs coefficients sont utilisés pour corriger les données θ_{TDR} en surface (Figure 3.32), comme c'est par exemple le cas avec la prise en compte de trois coefficients sur la période 25/11 – 28/07/14 pour les profondeurs de surface de la parcelle TEMOIN et à 20 cm pour la BOUE (Tableau 3.15 et Annexe 3.L). Cependant, et malgré des différences de teneur en eau pouvant atteindre jusque 0.1 $cm^3.cm^{-3}$ sur la période du 27/02 au 28/07/2014, nous remarquons que la plupart des couples de valeurs θ(h) sur cette intervalle sont comparables à d'autres observées sur des périodes différentes (sauf ceux entourés en rouge sur la Figure 3.32) et semblent de ce fait caractéristique des variations de rétention en eau propres à un horizon soumis aux pratiques culturales. Ceci souligne néanmoins l'importance déjà évoquée de la correction des données de teneur en eau au travers de l'établissement d'une équation de droite ou de l'application d'une moyenne de plusieurs coefficients de correction qui correspondent à une même période d'implantation des capteurs dans le cas de profondeurs instrumentées dans un horizon labouré.

De plus, les écarts de teneur en eau entre périodes sont souvent plus marqués à partir de pF 2.3. Nous observons en effet que les données θ(h) tendent généralement à s'éloigner de façon croissante avec l'augmentation du pF à partir de valeurs proches de la capacité au champ. Ceci est notamment visible entre la courbe de rétention en eau établie à 10 cm du 19/07 au 18/11/2013 et celles correspondantes aux autres périodes à 10 cm sur les parcelles DVB et TEMOIN et 20 cm sur la BOUE.

Les surestimations des teneurs en eau réelles par des mesures au laboratoire établies pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon labouré (Figure 3.30) et ayant des compositions texturales semblables à celles en surface ne peuvent plus être mise en évidence de manière systématique dans le cas de l'horizon travaillé, notamment au vu des dispersions associées aux valeurs des couples θ(h) des parcelles amendées (Figure 3.33). Seules les données des analyses au laboratoire de la parcelle TEMOIN s'avèrent généralement supérieures à celles constatées au champ, des observations contradictoires étant faites selon le type de données prises en

compte. En effet, entre pF 1 et 3, les données obtenues à l'aide de la presse de Richards semblent indiquer l'absence d'effets d'apport de par les rétentions comparables (10 cm) ou supérieures (20 cm) constatées entre TEMOIN et parcelles amendées (Figure 3.33 et Annexe 3.F).

A contrario, les relations θ(h) *in situ* mettent en exergue une rétention en eau plus élevée à 10 cm pour un nombre important de couples de valeurs des deux traitements concernés par un épandage et à 20 cm, de façon moins marquée, pour la parcelle DVB et pour des pF compris entre 1 et 2 (Figure 3.33). Cette influence des apports de PRO sur la rétention en eau après six épandages ainsi que l'ordre établi (DVB > BOUE > TEMOIN) sont tous deux logiques, au vu des résultats des caractérisations physico-chimiques effectuées ci-dessus (§ 3.2.1.1.A). Ceci vient également confirmer l'hypothèse d'un effet plus prononcé en cas d'incorporation répétée de PRO compostés, déjà avancée suite aux conclusions de la synthèse bibliographique réalisée dans le cadre de ce travail de thèse.

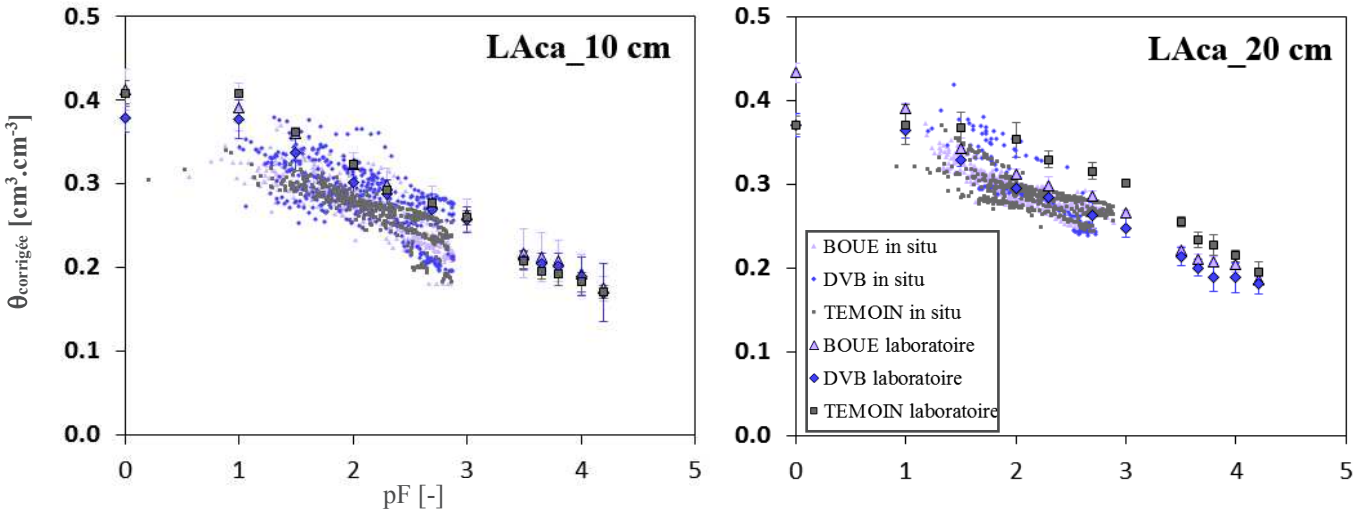


Figure 3.33 : Courbes de rétention en eau établies selon la profondeur à partir (*i*) du suivi *in situ* des dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée ;(*ii*) des résultats d'analyse au laboratoire : cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface.

3.2.3 Étude de l'hydrodynamique sur le dispositif de cases lysimétriques

Les systèmes de cases lysimétriques sont très fréquemment employées pour l'étude de l'hydrodynamique et du transport de solutés dans les sols (Abbaspour et al., 1999 ; Abdou et Flury, 2004 ; Bergström, 1990). Bien que ne pouvant rendre compte de l'intégralité des phénomènes observables au champ et notamment concernant les variations spatiales des propriétés du sol au vu de leurs dimensions souvent réduites au m², celles-ci représentent toutefois une approche intermédiaire entre études au champ et celles mises en place sur des colonnes de sol au laboratoire. En effet, les observations effectuées à partir d'études sur lysimètres sont *a priori* plus aptes à reproduire celles réalisées *in situ* de par une exposition à des conditions climatiques similaires et un volume de sol souvent largement supérieur à celui d'une colonne et par conséquent plus représentatif d'un dispositif de plein champ. Les principales caractéristiques physico-chimiques du sol ayant été reconstitué dans les cases lysimétriques fin 1983 ainsi que l'évolution chronologique de l'instrumentation des six cases sont décrites au § 2.5.

3.2.3.1 Bilan de l'acquisition des données hydriques : fonctionnement et problèmes spécifiques au système de cases lysimétriques

Pour rappel, l'instrumentation des cases lysimétriques TEMOIN est opérée à cinq profondeurs (10, 20, 40, 60 et 80 cm) caractéristiques des horizons LAca, ASca et Sca du profil 0-90 cm (§ 2.5.3) avec (*i*) cinq sondes TDR TRASE et cinq tensiomètres T4e équipant la Case 1 depuis mars 2012 ; (*ii*) cinq sondes TDR CS605 implantées sur la Case 4 à partir du 01/08/2013, soit un peu plus de six mois après le début des travaux de thèse. Le dispositif des cases lysimétriques étant grillagé, les sondes implantées depuis la surface sont moins exposées que celles au champ et aucun acte malveillant n'a été observé durant l'étude. L'ensemble des courbes horaires et moyennes journalières lissées associées à chaque profondeur instrumentée sont reportées en Annexe 3.M sur la période définie pour la modélisation des données instrumentales (20/02/2013–28/02/2015).

3.2.3.1.A Sondes TDR

L'acquisition de données par les sondes TDR implantées le long du profil de la Case 1 ne pouvant se faire qu'avec l'unité TRASE (Image 3.12), l'obtention de ces dernières est donc dépendante du bon fonctionnement du système d'enregistrement qui, de par son manque de robustesse, n'a permis la collection de données que durant une période d'approximativement un an (24/06/2013-16/06/2014). Concernant la Case 4, des teneurs en eau sont acquises depuis le 01/08/2013 grâce à des sondes TDR identiques à celles au champ et connectées à la CR1000 déjà en place sur le dispositif. Selon les courbes présentées en Annexe 3.M, nous remarquons que les sauts de teneur en eau visibles pour les données TDR des sondes implantées sur les parcelles (§ 3.2.2.1.A.ii et § 3.2.2.1.B.ii) ne sont pas constatés sur les cases lysimétriques. En effet, le travail du sol sur les cases se résume au passage manuel d'une fraise rotative pour l'incorporation des PRO après épandage et ne nécessite donc ni enlèvement ni remise en place des instruments. De plus, les cases lysimétriques n'étant soumises ni au passage humain ni à celui de machines agricoles lourdes, aucun phénomène de compaction n'impactera les propriétés du sol des horizons de surface et de subsurface, limitant de ce fait les sauts de teneur en eau principalement liés à des changements de conductivité hydraulique ou à la réorganisation du sol proche des guides d'ondes après un épisode pluvieux notable.

Par conséquent, nous constatons la bonne cohérence entre dynamique des teneurs en eau obtenues avec les sondes TRASE et CS605 (Tableau 3.17 et Annexe 3.M), les valeurs constatées au cours du temps et *extremums* étant soit comparables (20 et 80 cm) soit décalées d'un $\Delta\theta_{TDR}$ quasiment constant (10, 40 et 60 cm). Ces décalages des données de teneur en eau entre les deux cases à une même profondeur, bien que constamment inférieurs à 0.02 $cm^3.cm^{-3}$ à 10, 20, 60 et 80 cm, sont d'environ 0.06 $cm^3.cm^{-3}$ à 40 cm. Ils restent néanmoins en accord avec les variabilités spatiales attribuées aux teneurs en

Tableau 3.17 : Teneurs en eau extrêmes constatées pour l'ensemble des profondeurs instrumentées avec des sondes TDR sur les Cases 1 et 4.

Case 1	*10 cm*	*20 cm*	*40 cm*	*60 cm*	*80 cm*
θ_{TDR} MIN [$cm^3.cm^{-3}$]	0.204	0.231	0.326	0.364	0.379
θ_{TDR} MAX [$cm^3.cm^{-3}$]	**0.289**	**0.302**	**0.363**	**0.383**	**0.396**
Case 4	*10 cm*	*20 cm*	*40 cm*	*60 cm*	*80 cm*
θ_{TDR} MIN [$cm^3.cm^{-3}$]	0.217	0.249	0.281	0.382	0.374
θ_{TDR} MAX [$cm^3.cm^{-3}$]	**0.341**	**0.314**	**0.308**	**0.402**	**0.401**

eau d'un sol à une profondeur donnée (Reichardt et al., 2001). De plus, il est probable que la reconstitution des cases lysimétriques ait engendré de légères différences de masses volumiques apparentes (et donc de porosité) entre les cases créant des disparités concernant les teneurs en eau volumique du sol à une même profondeur.

En outre, des teneurs en eau volumiques ont été mesurées à la capacité de rétention en eau de la Case 1, sur le profil 0-90 cm, à l'aide de quatre mesures effectuées à la sonde à neutrons en 2001. Ces dernières correspondent aux teneurs en eau mesurées lors de l'arrêt du drainage et donc après écoulement de toute l'eau contenue dans la macroporosité. Les résultats mettent en évidence des teneurs en eau relativement similaires à une profondeur donnée, avec des coefficients de variation inférieurs à 3.5 %, et une capacité de rétention en eau moyenne de 287.4 mm sur le profil 0–90 cm de la Case 1 (Figure I et Tableau I en Annexe 3.N).

Les teneurs en eau moyennes et écarts-types associés aux sondages neutroniques ont ainsi été comparés aux données acquises par les sondes TDR pour différents états hydriques du sol. Nous remarquons la très bonne cohérence des écarts constatés entre teneurs en eau du profil de la Case 1 à la capacité de rétention en eau et celles obtenues par mesures TDR : (*i*) après un épisode pluvieux important (40.5 mm le 05/10/2013 ou 16.5 mm le 15/02/2014) avec des teneurs en eau supérieures à la capacité de rétention en eau sur l'ensemble du profil, un drainage important étant par conséquent observé à 100 cm ; (*ii*) en période de ressuyage (09/10/2013 et 07/03/2014) avec des teneurs en eau en surface qui se rapprochent de celles établies à la capacité de rétention en eau ; (*iii*) lors de périodes sèches et à forte demande évaporatoire (04/08/2013 et 18/04/2014), où les teneurs en eau mesurées en surface sont inférieures à celles de la capacité de rétention en eau alors que les teneurs en eau mesurées à 40, 60 et 80 cm en sont proches (Figure 3.34-A). Ces résultats sont de plus totalement en accord avec ceux obtenus lors de travaux effectués en 2010 sur les cases dans le cadre d'un stage (Limon Yanez, 2010). En effet, des profils de teneur en eau comparables ont été observés entre données des sondes TDR TRASE implantées le long du profil de la Case 1 et teneurs en eau à la capacité de rétention en eau avant (06/07/2009) et après un épisode pluvieux de 55 mm (15/07/2009) et la période de ressuyage caractérisée par une forte demande évaporatoire qui a suivi (Figure II en Annexe 3.N).

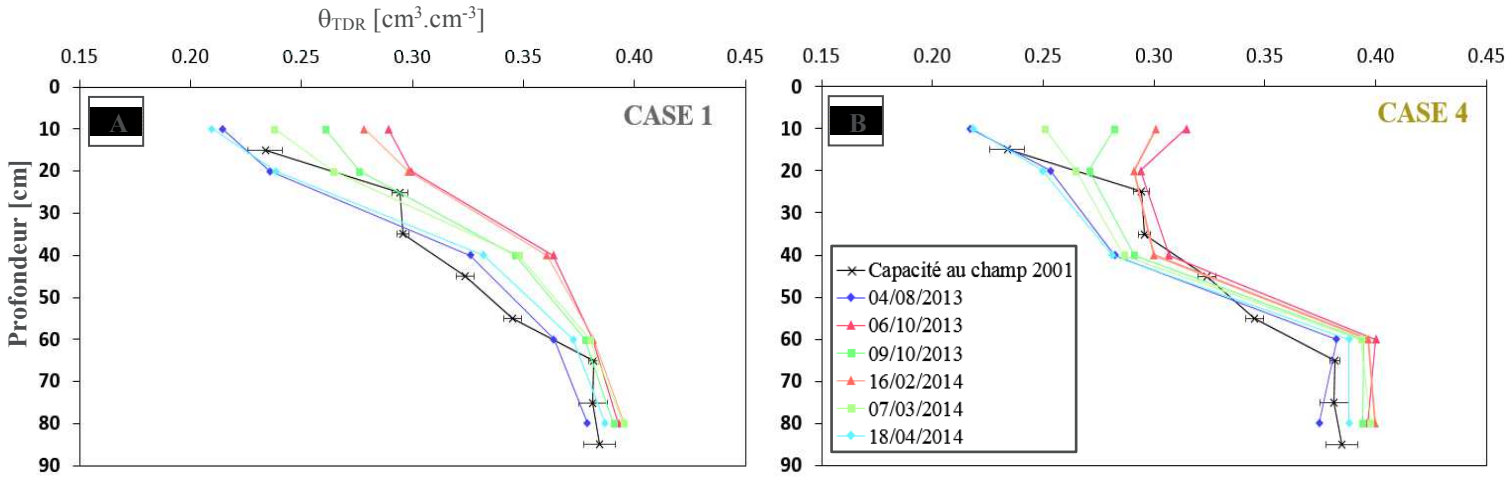


Figure 3.34 : Évolution des données de teneur en eau sur le profil des Cases 1 [A] et 4 [B] à différentes dates correspondant à différents états hydriques du sol et comparaison avec les teneurs en eau à la capacité de rétention en eau de la Case 1 établie en 2001.

Les évolutions des teneurs en eau sur le profil de la Case 4 sont proches de celles constatées pour la Case 1 aux mêmes dates et restent également cohérentes par rapport aux données établies à la capacité de rétention en eau (Figure 3.34-B). En effet, et comme évoqué précédemment, seules les données de teneur en eau à 40 cm diffèrent significativement et sont constamment moins élevées d'approximativement 0.06 $cm^3.cm^{-3}$ que celles constatées sur la Case 1. Pour rappel, ce phénomène peut être lié à une variabilité de la teneur en eau à saturation engendrée par des différences de structure et de porosité générées lors de la mise en place des cases. Nous notons également de légères différences à 10 cm lorsque l'horizon de surface est quasiment saturé en eau (06/10/2013 et 16/02/2014) ou que le profil est en période de ressuyage quelques jours après un épisode pluvieux importants (09/10/2013). En effet, la Case 1 présente alors constamment des teneurs en eau inférieures ou égales à celles mesurées à 20 cm alors que celles de la Case 4 sont plus élevées à 10 cm qu'à 20 cm. Ce phénomène est probablement lié à l'orientation de l'instrument de mesure lors de son implantation dans la case avec une sonde TDR TRASE verticale sur 0-20 cm (Case 1) et la CS605 horizontale à 10 cm (Case 4). Ceci est d'ailleurs confirmé par les données de teneur en eau comparables observées à 20 cm, profondeur à partir de laquelle les sondes sont toutes installées horizontalement.

Nous pouvons également remarquer que les dessèchements liés aux périodes d'évaporation et les réhumectations après un épisode pluvieux concernent principalement les profondeurs instrumentées en surface (10 et 20 cm) et dans une moindre mesure celle de subsurface (40 cm). En effet, à partir de 60 cm, les teneurs en eau journalières sont constamment proches de la saturation et évoluent peu (± 0.025 $cm^3.cm^{-3}$ maximum, cf. Tableau 3.17), ce profil hydrique étant caractéristique de pores continuellement saturés d'eau et spécifique aux cases lysimétriques, des dynamiques différentes étant constatées au champ. En effet, il est établi que l'utilisation du lysimètre correspond toujours à une perturbation du milieu qui en modifie plus ou moins le régime hydrique (Audry et al., 1972 ; Webster et al., 1993) de par (*i*) les parois et le fond qui empêchent les échanges latéraux d'eau et de matière ; (*ii*) le retour à pression atmosphérique à la base du lysimètre, qui implique un potentiel matriciel nul ou négatif en fond de case ($h \leq 0$ cm) et engendre donc une rupture de capillarité qui retient l'eau et perturbe le régime hydrique d'une façon croissante avec la profondeur de la case.

Enfin, une étude des variations des stocks journaliers des Cases 1 et 4 (TEMOIN) et de la différence entre lysimètres permet de confirmer les affirmations établies ci-dessus. Ceux-ci sont calculés selon les données de teneur en eau fournies par les sondes TDR implantées aux cinq profondeurs encadrées par les matériaux définis dans le Tableau 3.8. Nous constatons des stocks très proches entre Cases 1 et 4 bien que légèrement inférieurs pour cette dernière (Figure 3.35) et principalement causés par les teneurs en eau plus faibles constatées à 40 cm et caractéristiques de l'intervalle de profondeurs 28–55 cm utilisé pour son calcul. Finalement, les différences de stocks totaux entre les deux cases sont comprises entre 1.7 et 13.3 mm sur la période 01/08/2013–16/06/2014 (Tableau 3.18) et restent faibles, avec un écart maximum d'environ 4.5 % de la valeur du stock moyen de chaque case étudiée. Les variations sont de plus comprises entre 274.7 et 315.6 mm et encadrent logiquement la valeur correspondante à la capacité de rétention en eau moyenne de la Case 1 (287.4 mm)

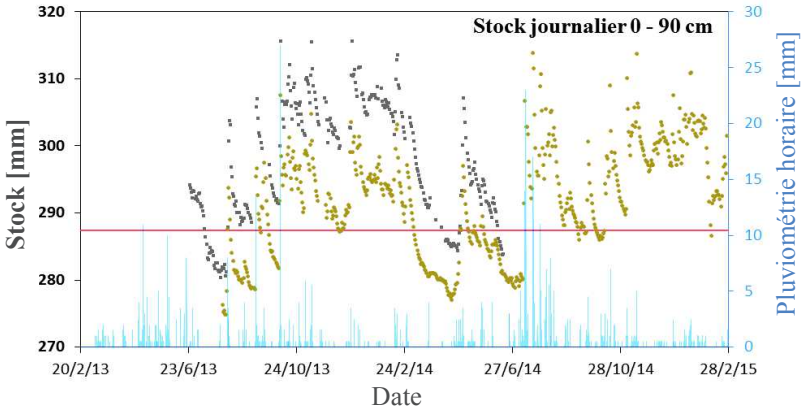


Tableau 3.18 : Valeur minimale et maximale de stocks journaliers constatés sur les Cases 1 et 4.

Stock 0 - 90 cm	*Case 1*	*Case 4*	*Case 1 - Case 4*
	[mm]		
MIN	280.4	274.7	1.7
MAX	315.6	313.8	13.3
Moyenne	**297.3**	**291.8**	**9.7**

Figure 3.35 : Variation du stock cumulé journalier sur les Cases 1 et 4 en fonction du temps.

Par conséquent, et bien qu'irréalisable de par l'impossibilité de prélèvement de sol indissociable d'une étude sur cases lysimétriques, la correction des données TDR à travers la mise en place d'un étalonnage et l'application d'équations de droite (Équation 3-26) ne semble pas être aussi primordiale qu'au champ pour l'étude de la dynamique de teneur en eau sur un dispositif de cases lysimétriques. Nous pouvons en effet observer des profils de teneur en eau non seulement relativement cohérents entre cases instrumentées mais également des profondeurs instrumentées qui réagissent de façon similaire aux différents évènements pluvieux et périodes de ressuyage et à forte demande évaporatoire, notamment lors des comparaisons effectuées par rapport au profil de teneur en eau établi à la capacité de rétention en eau de la Case 1.

3.2.3.1.B Tensiomètres

Les problèmes d'acquisition de données constatés au champ et inhérents à l'acquisition de potentiel matriciel par les tensiomètres T4e (§ 3.2.2.1.B.i) sont encore observés pour les mesures en surface effectuées sur la Case 1, à savoir (*i*) les fluctuations diurnes des potentiels acquis par les tensiomètres à 10 et 20 cm en lien avec les variations de températures durant les saisons chaudes ; (*ii*) les diminutions suspectes des potentiels, notamment à 10 cm, liées aux températures négatives constatées durant les périodes hivernales. Les corrections empiriques opérées au champ pour ces deux phénomènes sont effectuées de la même manière sur les cases.

De plus, en se reportant aux courbes instrumentales décrivant la dynamique des données fournies par les tensiomètres à chaque profondeur instrumentée (Annexe 3.M) et aux résultats du Tableau 3.19, nous constatons qu'à partir de 20 cm, les gammes de variations des potentiels matriciels sont non seulement beaucoup plus étroites que celles constatées sur les parcelles (Tableau 3.16), mais également que l'état hydrique du sol est constamment plus humide et proche de la saturation à partir de 40 cm. Toutefois, bien que la gamme de variations à 10 cm soit semblable à celle constatée au

Tableau 3.19 : Potentiels matriciels extrêmes constatées sur la Case 1 pour l'ensemble des profondeurs instrumentées avec des tensiomètres.

Case 1	*10 cm*	*20 cm*	*40 cm*	*60 cm*	*80 cm*
Potentiel MIN [hPa]	**-738.2**	**-415.6**	**-83.7**	**-54.6**	**-47.2**
pF MAX	**2.88**	**2.63**	**1.93**	**1.75**	**1.68**
Potentiel MAX [hPa]	1.5	-0.5	6.7	1.0	-12.9
pF MIN	/	-0.34	/	/	1.12

Les valeurs maximales en **bleues** indiquent l'acquisition par les tensiomètres de potentiels positifs, la valeur de pF n'étant par conséquent pas définie.

champ, il faut noter que les données de potentiel matriciel obtenues par le tensiomètre implanté à 10 cm sur la Case 1 ne sont prises en compte qu'à partir du 15/03/2014 (Annexe 3.M). En effet, l'état hydrique des profondeurs instrumentées à 20, 40, 60 et 80 cm sur la Case 1 (TEMOIN) est constamment plus humide que celles correspondant au champ (20, 37, 50, 65 et 90 cm) aux différentes dates étudiées, ces dernières étant représentatives de périodes relativement sèches en surface tout du moins (Figure 3.36).

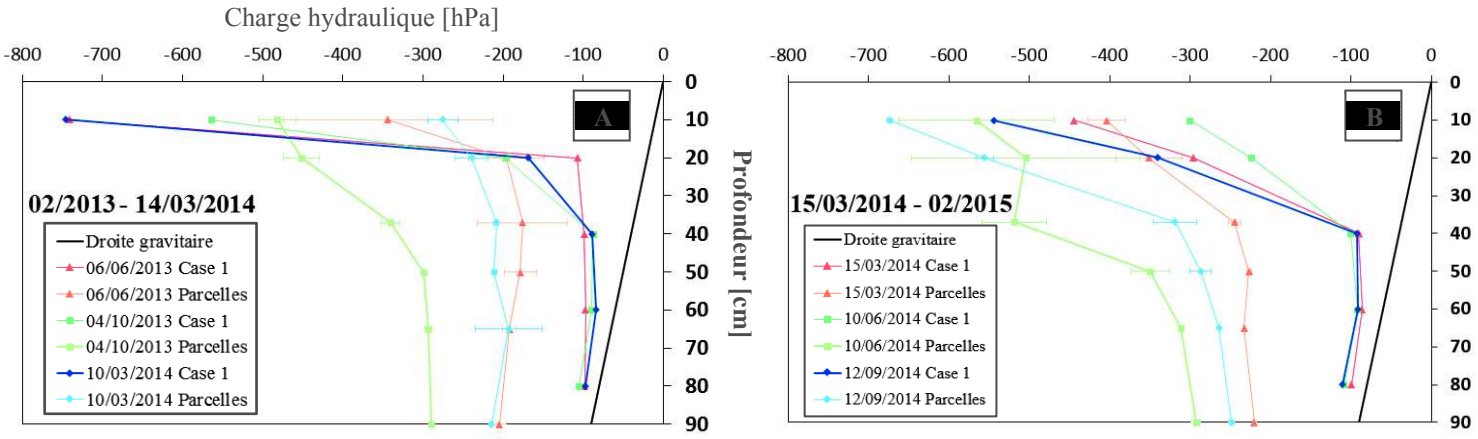


Figure 3.36 : Évolution de la charge hydraulique en fonction de la profondeur : comparaison entre Case 1 et les moyennes constatées sur les parcelles à différentes dates avant le 15/03/2014 [A] et après le 15/03/2014 [B].

Cependant, avant le 15/03/2014, nous remarquons que la profondeur instrumentée à 10 cm sur la Case 1 présente des charges hydrauliques inférieures aux moyennes et écarts-types associés constatés sur les parcelles, et parfois même de plusieurs centaines d'hPa comme le 06/06/2013 et le 10/03/2014 (Figure 3.36-A). Ces différences caractérisent ainsi un état hydrique plus sec à 10 cm sur la Case 1 par rapport au champ, ce qui est contradictoire avec les constations faites pour les autres profondeurs et plus généralement avec le fait que la rupture de capillarité provoquée par un retour à pression atmosphérique à 100 cm de profondeur entraine une perturbation généralisée du régime hydrique dans la case plus ou moins marquée selon la profondeur. Ayant remarqué cela, nous faisons l'hypothèse que le milieu de la céramique poreuse (6 cm de longueur, cf. Tableau 3.2) du tensiomètre implanté à 10 cm depuis la surface se trouve légèrement au-dessus de cette profondeur. De ce fait, nous décidons, le 15/03/2014, de remettre en place le tensiomètre à 10 cm en l'insérant manuellement approximativement 2 cm plus en profondeur dans la Case 1. Nous constatons immédiatement l'influence de cette manipulation à travers l'obtention d'une valeur moyenne journalière de potentiel matriciel quasiment divisée par un facteur deux par rapport à celle du 14/03/2014 qui était de plus inférieure à -750 hPa et donc sous la limite fixée pour la prise en compte des données (Figure 3.37). De même, à partir du 15/03/2014, nous observons des valeurs de charges hydrauliques à 10 cm sur la Case 1 qui sont soit comparables aux moyennes constatées au champ (15/03/2014), soit supérieures (10/06 et 12/09/2014) ce qui semble plus en accord avec les observations effectuées pour l'ensemble des autres profondeurs instrumentées (Figure 3.36-B). Par conséquent, les données fournies par le tensiomètre à 10 cm ne seront considérées qu'à partir du 15/03/2014 dans le cadre de l'étude des rétentions en eau ainsi que des travaux de modélisation effectués sur les cases lysimétriques, la dynamique instrumentale étant caractérisée sur une période d'environ un an (15/03/2014–28/02/2015), ce qui reste néanmoins suffisant.

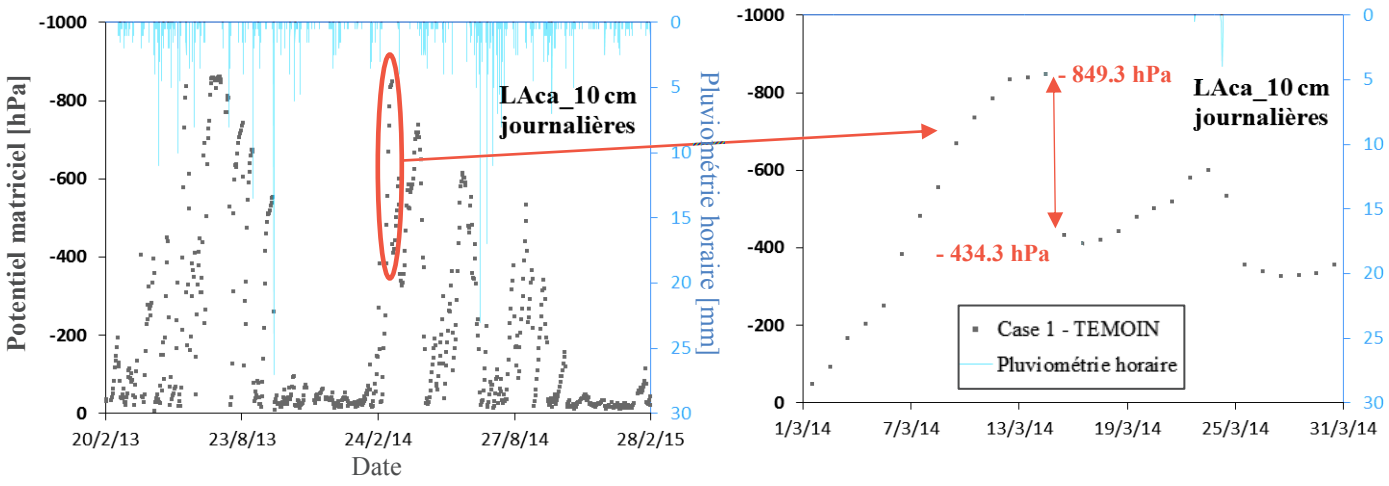


Figure 3.37 : Mise en évidence de l'augmentation brutale du potentiel matriciel suite au replacement du tensiomètre à 10 cm sur la Case 1 quelques cm plus en profondeur.

Enfin, les évolutions de la charge hydraulique en fonction de la profondeur à différentes dates, caractéristiques de différents états hydriques du sol, sont reportées sur la Figure 3.38. Elles n'ont pas été associées à l'étude des variations de teneur en eau sur le profil aux mêmes dates pour cause de dysfonctionnement du TRASE à partir du 16/06/2014, ces dernières étant toutefois visibles pour d'autres dates sur la Figure 3.36. Les affirmations établies ci-dessus sont donc confirmées, à savoir que seules les profondeurs instrumentées en surface (10 et 20 cm) semblent réellement influencées par l'alternance pluie/évaporation, tandis qu'un état constamment proche de la saturation et suivant par conséquent la droite gravitaire selon un léger décalage ΔH est observé dès 40 cm tout au long de l'année.

Nous remarquons également qu'après la recharge de l'horizon de surface LAca suite à deux épisodes pluvieux importants le 01/05 (17.5 mm) et 15/08/2014 (14.5 mm), son ressuyage sur une période de sept jours consécutifs sans pluie notable est logiquement nettement plus prononcé durant une saison estivale à forte demande évaporatoire ($E_s \approx 1.8$ mm.j^{-1}) que durant une saison printanière où cette dernière est moins élevée ($E_s \approx 1.3$ mm.j^{-1}). Enfin, un unique épisode de saturation locale est constaté à 10, 40 et 60 cm le 05/11/2014 suite à un épisode pluvieux de 22.5 mm le jour précédent.

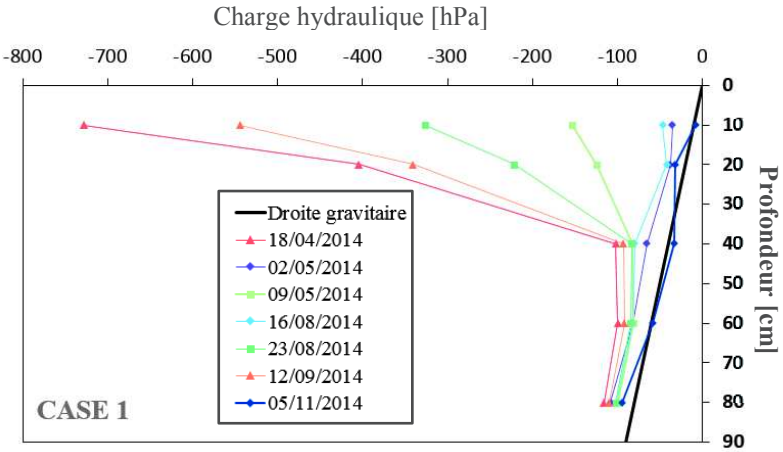


Figure 3.38 : Évolution des données de charge hydraulique sur le profil de la Case 1 en fonction de la profondeur et à différentes dates.

3.2.3.2 Étude des courbes de rétention en eau instrumentales

Avant tout chose, il est utile de préciser que les données journalières de potentiel matriciel (et donc de pF) de la Case 1 ont également été prises en compte pour la Case 4, vu qu'aucun tensiomètre n'instrumente cette dernière. Cette approximation est permise au vu de l'intervalle de variations réduit des potentiels matriciels sur les cases, en comparaison de celui des parcelles, et caractéristique d'un état hydrique constamment proche de la saturation dès 40 cm (Figure 3.38 et Tableau 3.19). Finalement, l'étude des courbes de rétention en eau établies *in situ* permet de confirmer les conclusions exposées ci-dessus. En effet, nous remarquons la très bonne concordance des données θ(h) à 20 et 80 cm et les disparités plus marquées à 10 et 40 qu'à 60 cm (Figure 3.39). Par conséquent, le fait que les relations de rétention en eau du sol des Cases 1 et 4 (TEMOIN) à une même profondeur semblent soit similaires soit décalées d'un $\Delta\theta_{TDR}$ constant confirme donc les variabilités probables de teneur en eau à saturation inter-cases à une profondeur donnée.

En outre, les courbes θ(h) relatives à l'ensemble des profondeurs instrumentées de chaque case sont représentées sur la Figure I en Annexe 3.O. Une bonne cohérence par rapport aux résultats des études déjà réalisées sur la Case 1 par Limon Yanez (2010) est une nouvelle fois mise en évidence de par l'obtention de relations θ(h) similaires à celles obtenues en 2010 (Figure II en Annexe 3.R). Ces résultats sont d'autant plus remarquables que les tensiomètres installés en mars 2009 (Image 2.10) et utilisés pour établir ces relations ne sont pas les mêmes que les T4e, ces derniers ayant été mis en place en mars 2012 (Image 2.12).

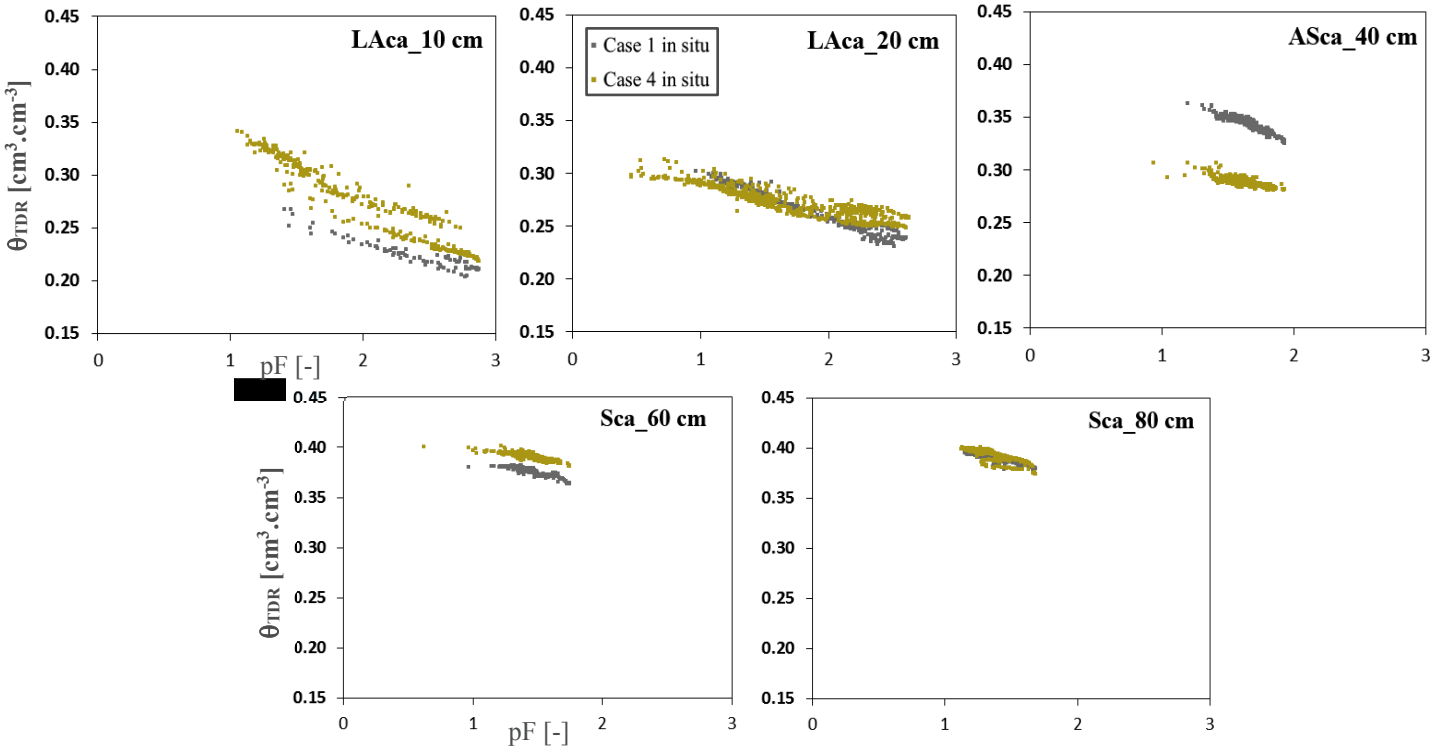


Figure 3.39 : Courbes de rétention en eau établies à partir des dynamiques de données instrumentales observées *in situ* pour les Cases 1 et 4.
À noter que les données fournies par les tensiomètres sur la Case 1 ont été considérées pour l'établissement des courbes θ(h) de la Case 4.

3.2.3.3 Étude des dynamiques de drainage constatées sur les cases lysimétriques

3.2.3.3.A Résultats des suivis effectués avant la mise en place des compteurs de débit

Comme précisé plus haut (§ 3.1.1.2.A), la mise en place de compteurs de débit à partir du 25/03/2013 constitue une avancée notable dans le cadre du suivi minutieux des drainages, condition *sine qua non* d'un calcul précis des flux de solutés cumulés en sortie de cases. Des données sont néanmoins disponibles depuis la semaine 9 de l'année 2009 (01/03/2009), les suivis ayant été réalisés de façon hebdomadaire et les quantités d'eau drainées déterminées à l'œil nu jusqu'au 24/03/2013, à partir des marques visibles sur les bidons de récupération (Image 2.13). Les courbes annuelles relatives aux volumes percolés chaque semaine entre le 18/02/2009 et le 24/03/2013 et les drainages cumulés associés à chaque case sont reportées en Annexe 3.P.

Nous remarquons des chroniques de drainage très différentes selon les années avec (*i*) 2009 et 2011 marquées par de faibles volumes drainés (< 100 mm), ceci étant principalement expliqués par la concentration des précipitations durant les saisons à forte demande évaporatoire ; (*ii*) 2010 et 2012 caractérisées par des drainages entre 3 et 7 fois plus importants que les autres années selon les cases (Tableau II en Annexe 3.P), notamment de par des épisodes pluvieux non seulement plus nombreux mais également plus intenses durant les saisons hivernales. Finalement, nous constatons, au travers des résultats présentés dans le Tableau 3.20 et en Annexe 3.Q, que les drainages cumulés observés pour les Cases 1 (TEMOIN) et 2 (DVB) se différencient significativement de ceux des autres cases à partir de début 2011, avec des volumes drainés totaux supérieurs de 65 à 95 mm au 24/03/2013.

Toutefois, et comme déjà évoqué plus haut, l'étude des données de drainage sans compteur de débit est fonction de la contenance des bidons de récupération, à savoir 90 L (22.5 mm). Une sous-estimation du drainage plus ou moins importante a donc été engendrée à chaque débordement de ceux-ci, pouvant finalement créer des biais considérables sur des volumes cumulés de plusieurs centaines de mm. Les courbes de drainages hebdomadaires et le Tableau I en Annexe 3.P soulignent ces débordements, qui interviennent au minimum une fois pour l'ensemble des cases en 2009, 2010 et 2012 (sauf Case 5). Nous constatons que les Cases 3 et 6 (BOUE) ainsi que la Case 1 (TEMOIN) sont celles dont les sous-estimations sur les volumes drainés cumulés au 24/03/2013 risquent d'être les plus élevées car au minimum sept débordements ont été observés durant les quatre ans de suivi.

Tableau 3.20 : Valeurs des drainages cumulés observés par lecture manuelle et avec les compteurs de débit : mise en évidence des différences de dynamiques entre les cases.

	Date	*Pluviométrie*	*Case 1*	*Case 2*	*Case 3*	*Case 4*	*Case 5*	*Case 6*
					[mm]			
Lecture manuelle	18/02/2009 - 24/03/2013	2109.7	726.8 (1)	712 (2)	633.6 (5)	647.8 (3)	630.5 (6)	646.9 (4)
Compteurs de débit	**25/03/2013 - 28/02/2015**	**1194.0**	**528.7 (3)**	**541.7 (1)**	**530 (2)**	**478.4 (6)**	**503.9 (4)**	**502.6 (5)**

Les chiffres entre parenthèses classent les cases selon le drainage cumulé constaté, avec le numéro « 1 » pour celle ayant le plus drainé et le numéro « 6 » pour celle ayant le moins drainé sur la période considérée.

3.2.3.3.B Résultats des suivis effectués suite à la mise en place des compteurs de débit

L'étude des drainages sur une période de deux ans à partir de la mise en place de compteurs de débit sur chaque case (25/03/2013 – 28/02/2015) permet de constater des chroniques comparables aux observations effectuées depuis 2009 pour les Cases 1, 2, 5 et 6 et des différences marquées pour les Cases 3 et 4 (Figure 3.40, Tableau 3.20 et Annexe 3.Q). En définitive, nous distinguons une dynamique de drainage similaire selon l'alignement vertical (est-ouest) des cases visible sur l'Image 2.9 (1-2-3 et 4-5-6). Celle-ci se différencie en effet au rythme d'environ 20 mm par an depuis la mise en place des compteurs de débit (Tableau II en Annexe 3.P), les premiers écarts notables étant constatés sur la Figure 3.40 à partir d'approximativement 100 mm drainés et plus spécifiquement après l'épisode pluvieux exceptionnel du 05/10/2013 (40.5 mm). Par conséquent, la Case 3 présente des volumes drainés cumulés comparables à ceux des Cases 1 et 2, ce qui n'était pas constaté avant la mise en place des compteurs de débit. Ceci peut toutefois être expliqué par le fait que cette dernière présente, au 24/03/2013, les sous-estimations les plus importantes sur son cumul de drainage à cause du nombre de débordements plus élevé de ses bidons de récupération que ceux observés sur les autres cases (Tableau I Annexe 3.P).

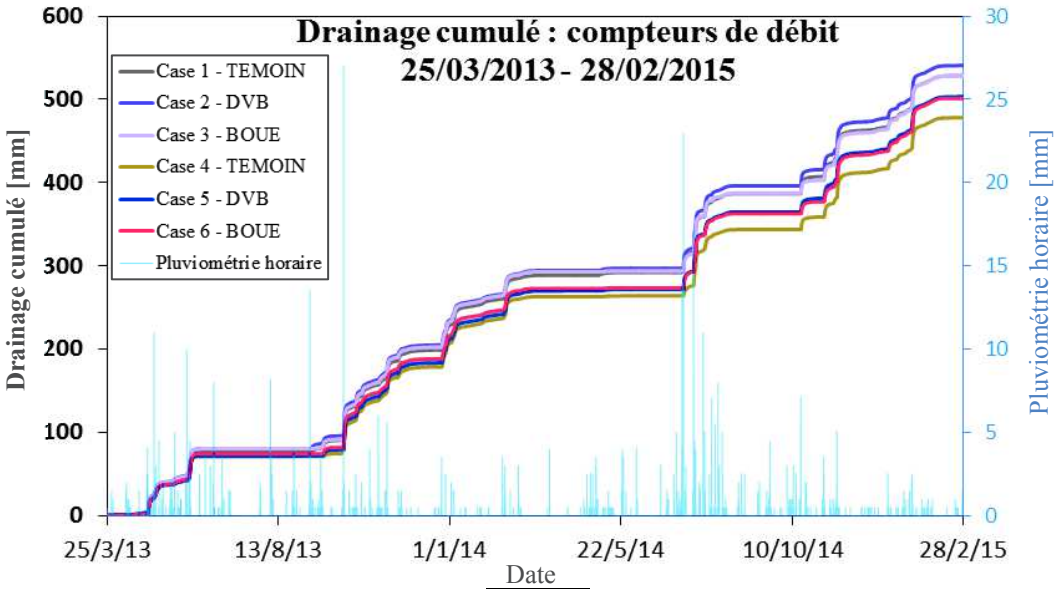


Figure 3.40 : Dynamique des drainages cumulés observés avec des compteurs de débit pour chaque case lysimétrique entre le 25/03/2013 et le 28/02/2015.

En outre, la dynamique de la Case 4 tend à s'éloigner de celles des Cases 5 et 6 avec des drainages plus faibles observés à partir de l'été 2014. Il faut noter que la procédure d'instrumentation de cette case, incluant l'implantation de cinq sondes TDR CS605 le long du profil le 01/08/2013 (Image 2.15), influence probablement l'hydrodynamique. Néanmoins, les différences interviennent près d'un an après l'implantation des instruments et la Case 1, aussi instrumentée avec des sondes de mesures de teneur en eau, mais également avec des tensiomètres et capteurs de température, présente quant à elle des drainages cumulés comparables (ou supérieurs établis avant l'installation des compteurs de débit) à ceux des Cases 2 et 3. Ceci semble plus cohérent avec le fait que du sol ait été retiré de la case et remplacée par un instrument n'ayant aucune propriété de rétention en eau. Finalement, le suivi de deux ans de drainages sur les six cases à l'aide des compteurs de

débit met en évidence des différences maximums de l'ordre de 50 mm constatées entre cases concernées par un même apport (1 et 4-TEMOIN) au 28/02/2015 soit un écart d'environ 10 % (Tableau 3.20).
De plus, les quantités d'eau drainées cumulées sur les six ans d'étude sont comprises entre 1256 mm (Case 1 – TEMOIN) et 1126 mm (Case 4 – TEMOIN) ce qui représente plus du tiers de la pluviométrie constatée sur la période (3304 mm), et près de 2/5ème de cette dernière en estimant les sous-estimations cumulées entre 2009 et 2012 (Tableau II en Annexe 3.P).

Nous remarquons enfin que le rythme de drainage constaté durant la période des travaux de thèse est généralement bien plus soutenu que celui des années précédentes avec des volumes drainés plus importants en 2013 et 2014 que ceux établis en 2009, 2011 et 2012 (Tableau II en Annexe 3.P). Comme nous le verrons dans au § 4.2.4.2, ces chroniques de drainage ont été suffisantes pour que la quasi-totalité des quantités d'ions bromure apportées le 20/02/2013 soient lixiviées deux ans plus tard, n'imposant pas d'irrigation et permettant de ce fait une comparaison directe avec la dynamique constatée sur les parcelles tout au long de la thèse. Enfin, les dynamiques de drainage similaires selon les cases (1, 2, 3) et (4, 5, 6), déjà suspectées d'après les études effectuées à travers les lectures manuelles (surtout pour les Cases 1 et 2), sont confirmées par les données obtenues suite à la mise en place des compteurs de débit. Cela atteste ainsi d'un fonctionnement hydrique similaire selon un même alignement est-ouest des cases lysimétriques, ces dernières ayant donc pu être mises en place trois par trois et non toutes simultanément. De plus, aucun effet de rétention en eau lié aux apports de PRO ne peut réellement être mis en évidence au travers de l'étude des différences de drainage constatées entre Cases amendées (BOUE et DVB) et TEMOIN, notamment parce que ces deux dernières sont instrumentées avec du matériel de suivi hydrique, ce qui a très certainement influencé la dynamique hydrique constatée de par les volumes de sol réduits étudiés (4 m^3). Il faut cependant rappeler que l'épandage de PRO n'a été mis en place que depuis 2009 sur les cases lysimétriques contre 2001 au champ et qu'une étude suite à trois apports réalisés à hauteur de 170 kg $N.ha^{-1}$ au rythme biennal ne permet incontestablement pas d'observer les mêmes effets qu'après sept apports.

Finalement, déjà essentielle pour l'étude des drainages cumulés entre les cases, la présence de compteurs de débit s'avère également fondamentale dans le cadre des suivis de la lixiviation des ions bromures et nitrates. En effet, une acquisition des débits tous les 100 mL (0.025 mm) va permettre un calcul précis des flux aux différentes dates de prélèvement d'eau de drainage, une fois que le volume drainé aura été multiplié par les concentrations en Br^- et NO_3^- obtenues après analyse au laboratoire.

3.2.4 Résultats de modélisation concernant l'hydrodynamique

3.2.4.1 Établissement des premiers jeux de paramètres hydrodynamiques à partir des résultats d'analyse au laboratoire des échantillons de sol prélevés *in situ*

3.2.4.1.A Résultats des prédictions effectuées à l'aide de Rosetta

Comme précisé en § 3.1.2.5.A, deux fonctions de pédotransfert ont été utilisées pour obtenir une première estimation des paramètres des équations de Mualem-van Genuchten (θ_r, θ_s, α, n et K_s), à partir des résultats d'analyse des prélèvements de sols effectués *in situ*.

Le renseignement de la masse volumique apparente et de la composition texturale de chaque matériau est requise pour les prédictions effectuées avec la FPT « SSCBD » tandis que « SSCBD+WC » requière également les données de teneur en eau mesurées pour des pressions appliquées de 330 et 15000 cmH_2O (pF 2.5 et 4.2). Pour ces dernières, nous utiliserons les données de rétention en eau obtenues au laboratoire par la méthode de la presse de Richards. Cependant, en l'absence d'analyse à pF 2.5, nous prendrons la moyenne des teneurs en eau constatées aux deux valeurs de pressions appliquées à l'échantillon qui l'encadre soit pF 2.3 ($\approx$ 200 cmH_2O) et 2.7 ($\approx$ 500 cmH_2O). Vu que trois prélèvements sont effectués à chaque profondeur instrumentée (§ 3.1.1.1.A.i), la prise en compte des résultats des trois prédictions réalisées par Rosetta permet l'obtention d'une valeur moyenne et de bornes minimales et maximales pour chaque paramètre avec le modèle SSCBD+WC, l'ensemble étant visible en Annexe 3.R.

Finalement, après étude des paramètres moyens associés à chaque parcelle obtenus selon les deux types FPT utilisées (Annexe 3.S), nous remarquons que la prise en compte de deux données de rétention en eau supplémentaires permet la mise en évidence de différences plus marquées entre matériaux, celles-ci concernant principalement les valeurs des paramètres α et n. En effet, nous notons une diminution globale de la moyenne des valeurs de α corrélée à une augmentation de n au fur et à mesure que l'on se rapproche de M_{8p} et donc du fond du profil, ce qui n'est pas observée avec la FPT « SSCBD » qui, pour rappel, se base uniquement sur la composition texturale du sol. Les valeurs et les évolutions des paramètres θ_r, θ_s et K_s selon les deux types de modèles sont quant à elles relativement proches, ces derniers ayant tendance à diminuer avec la profondeur.

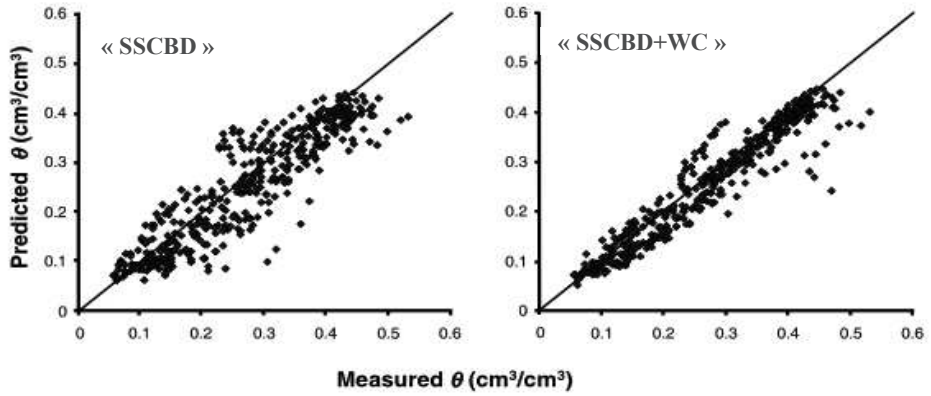


Figure 3.41 : Étude des données de teneur en eau estimées par les deux types de modèles utilisés en fonction de celles mesurées pour 47 échantillons limoneux (Schaap et al., 2001).

En outre, nous pouvons d'ores et déjà avancer le fait qu'au vu du nombre supérieur de données d'entrée nécessaires aux prédictions, les paramètres obtenus sur Rosetta par le modèle « SSCBD+WC » semblent être plus propices à constituer la base de l'optimisation qui va être mise en place sur RetC. En effet, bien que logiquement perfectible à cause du faible nombre d'informations nécessaires, il a été montré par Schaap et al. (2001) que ce dernier modèle prédit plus efficacement les courbes de rétention en eau que le « SSCBD » ne le permet (Figure 3.41).

3.2.4.1.B Résultats des calages réalisés à l'aide de RetC

Suite aux prédictions effectuées sur Rosetta, le calage des quatre paramètres de l'équation de van Genuchten (θ_r, θ_s, α et n) est effectué à l'aide de RetC pour chaque matériau composant le profil d'une parcelle. Il se base sur une procédure d'optimisation par méthode inverse réalisées à partir des données de rétention en eau obtenues au laboratoire sur les trois prélèvements effectués à chaque profondeur instrumentée (§ 3.2.1.3).
Les paramètres de départ des calages sont donc fixés selon les résultats obtenus avec les deux FPT de Rosetta (Annexe 3.S). Il faut noter que, dans la majorité des cas, la teneur en eau résiduelle (θ_r) est automatiquement fixée à zéro au terme de l'optimisation, car le calcul itératif d'optimisation a tendance à trouver une valeur de θ_r inférieure à 0.001 $cm^3.cm^{-3}$. De plus, dans les rares cas où une valeur non nulle est trouvée lors du calage de θ_r, l'optimisation de ce paramètre semble être impossible au vu des erreurs types qui sont du même ordre de grandeur que la valeur calée et des larges intervalles de confiance obtenus et justifiés par le peu d'informations disponibles pour un état hydrique très sec. Par conséquent, et en accord avec les recommandations formulées par Wösten et van Genuchten (1988), le paramètre θ_r est laissé fixe car peu d'informations sont disponibles à des pressions et teneurs en eau très faibles. Dans notre cas, sa valeur est conservée identique à la moyenne obtenue sur Rosetta et reportée en Annexe 3.S pour chaque matériau.

Finalement, les optimisations sur RetC sont effectuées à travers le renseignement simultané de l'ensemble des données des courbes de rétention en eau des trois prélèvements opérés à une profondeur donnée et caractéristiques d'un matériau et d'une parcelle donnée. Les résultats spécifiques aux trois parcelles étudiées selon les deux FPT utilisées sur Rosetta sont visibles en Annexe 3.T.
Au vu des différences globalement négligeables constatées pour les valeurs des paramètres et bornes au sein d'un même matériau selon les deux types de FPT, nous pouvons logiquement conclure que les paramètres initiaux considérés pour le calage inverse sur RetC ont finalement une influence limitée sur les résultats des optimisations. Néanmoins, et comme spécifié en § 3.2.4.1.A, de par la prise en compte supplémentaire de deux données $\theta(h)$ pour la prédiction, les études avec le modèle Rosetta « SSCBD+WC » permettent l'obtention de bornes pour l'ensemble des paramètres et donc également pour θ_r dont l'optimisation sur RetC est impossible. De ce fait, ces paramètres et leurs bornes minimales et maximales associées, reportés dans le Tableau 3.21, seront initialement pris en compte dans le cadre des simulations mises en place avec HYDRUS-1D pour chaque parcelle en sol nu (§ 3.2.4.2.A). Nous pouvons noter que les bornes représentent respectivement la valeur la

plus faible et la plus élevée calée après minimisation de la fonction objectif sur les jeux de données obtenus sur les trois échantillons prélevés à chaque profondeur. Une valeur de r^2 est également visible pour chaque matériau et caractérise la qualité de la simulation au travers de l'étude de la régression entre données expérimentales et simulées. Pour compléter ces résultats, l'ensemble des courbes de rétention en eau établies à partir des paramètres calés à l'aide de RetC (Tableau 3.21) sont visibles en Annexe 3.U

Tableau 3.21 : Bilan général des optimisations réalisées à l'aide de RetC pour chaque parcelle avec la FPT SSCBD+WC de Rosetta : paramètres moyens et bornes associées.

BOUE		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	r^2
Profondeur [cm]	Horizon [Matériau]	[cm³.cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			
10	LAca [M_{1p}]	0.0725	0.0662	0.0761	0.4113	0.3897	0.4328	0.0538	0.0063	0.1012	1.1621	1.1356	1.1885	0.9416
20	LAca [M_{2p}]	0.0773	0.0761	0.0787	0.4385	0.4229	0.4542	0.1965	0.0839	0.3091	1.1388	1.1277	1.1498	0.9810
37	ASca [M_{3p}]	0.0762	0.0753	0.0795	0.4197	0.4070	0.4323	0.0283	0.0123	0.0443	1.1615	1.1426	1.1804	0.9726
50	ASca [M_{4p}]	0.0683	0.0645	0.0704	0.4483	0.4314	0.4652	0.0758	0.0353	0.1162	1.1827	1.1647	1.2006	0.9773
65	Sca [M_{5p}]	0.0484	0.0464	0.0511	0.4125	0.3995	0.4254	0.0426	0.0244	0.0608	1.2039	1.1854	1.2223	0.9835
90	Sca [M_{6p}]	0.0513	0.0495	0.0551	0.3952	0.3853	0.4051	0.0074	0.0047	0.0100	1.2793	1.2478	1.3107	0.9826
120	SCca-1 [M_{7p}]	0.0438	0.0414	0.0468	0.3943	0.3851	0.4034	0.0048	0.0036	0.0060	1.4516	1.4042	1.4989	0.9887
165	SCca-2 [M_{8p}]	0.0372	0.0360	0.0404	0.3109	0.3004	0.3214	0.0025	0.0014	0.0035	1.4629	1.3763	1.5495	0.9671

DVB		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	r^2
Profondeur [cm]	Horizon [Matériau]	[cm³.cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			
10	LAca [M_{1p}]	0.0745	0.0619	0.1078	0.3821	0.3621	0.4020	0.0465	0.0033	0.0898	1.1597	1.1316	1.1877	0.9348
20	LAca [M_{2p}]	0.0850	0.0773	0.0969	0.3735	0.3603	0.3867	0.0504	0.0183	0.0825	1.1630	1.1435	1.1825	0.9682
37	ASca [M_{3p}]	0.1028	0.0948	0.1088	0.3889	0.3777	0.4001	0.0441	0.0198	0.0683	1.1652	1.1476	1.1827	0.9754
50	ASca [M_{4p}]	0.0861	0.0816	0.0953	0.4180	0.3992	0.4368	0.0730	0.0241	0.1219	1.1874	1.1639	1.2109	0.9642
65	Sca [M_{5p}]	0.0489	0.0441	0.0538	0.3867	0.3762	0.3971	0.0130	0.0081	0.0178	1.2540	1.2274	1.2805	0.9830
90	Sca [M_{6p}]	0.0458	0.0435	0.0509	0.3792	0.3689	0.3895	0.0069	0.0045	0.0094	1.3154	1.2782	1.3527	0.9819
120	SCca-1 [M_{7p}]	0.0503	0.0487	0.0528	0.3870	0.3782	0.3959	0.0027	0.0021	0.0034	1.5470	1.4806	1.6134	0.9871
165	SCca-2 [M_{8p}]	0.0274	0.0237	0.0363	0.2932	0.2721	0.3143	0.0051	0.0007	0.0095	1.3647	1.2471	1.4823	0.8903

TEMOIN		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	r^2
Profondeur [cm]	Horizon [Matériau]	[cm³.cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			
10	LAca [M_{1p}]	0.0677	0.0651	0.0702	0.4129	0.3994	0.4265	0.0421	0.0202	0.0639	1.1808	1.1619	1.1996	0.9859
20	LAca [M_{2p}]	0.0730	0.0690	0.0797	0.3694	0.3594	0.3794	0.0040	0.0014	0.0065	1.2016	1.1611	1.2420	0.9706
37	ASca [M_{3p}]	0.0738	0.0710	0.0773	0.4349	0.4225	0.4472	0.0546	0.0302	0.0790	1.1739	1.1591	1.1887	0.9901
50	ASca [M_{4p}]	0.0718	0.0695	0.0748	0.4260	0.4116	0.4405	0.0540	0.0250	0.0831	1.1724	1.1548	1.1899	0.9805
65	Sca [M_{5p}]	0.0537	0.0516	0.0577	0.4190	0.4046	0.4334	0.0454	0.0243	0.0666	1.2056	1.1855	1.2258	0.9768
90	Sca [M_{6p}]	0.0468	0.0425	0.0520	0.3698	0.3505	0.3891	0.0123	0.0032	0.0214	1.2512	1.1992	1.3031	0.9372
120	SCca-1 [M_{7p}]	0.0482	0.0409	0.0533	0.3999	0.3848	0.4150	0.0050	0.0030	0.0071	1.4392	1.3643	1.5142	0.9699
165	SCca-2 [M_{8p}]	0.0451	0.0406	0.0532	0.3606	0.3483	0.3728	0.0032	0.0020	0.0045	1.4706	1.3891	1.5520	0.9709

En définitive, nous pouvons constater que les bornes sont relativement resserrées autour de la valeur moyenne du paramètre optimisé et que les r^2 obtenus pour l'ensemble des matériaux sont très généralement supérieurs à 0.98, mettant en avant la modélisation fidèle des courbes de rétention en eau établies au laboratoire. Les quelques valeurs inférieures à 0.95 et les paramètres dont les intervalles sont un peu plus larges autour de la valeur moyenne sont observés pour les profondeurs qui présentent des différences plus marquées entre courbes $\theta(h)$ établies inter-répétitions et donc pour les écarts-types et coefficients de variation les plus élevés sur la gamme de pF étudié comme cela est constaté pour la parcelle (*i*) BOUE à 10 cm ; (*ii*) DVB à 10 et 165 cm ; (*iii*) TEMOIN à 90 cm (Annexe 3.F et Annexe 3.U).

3.2.4.2 Optimisations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D : résultats et discussion

Comme explicité dans la partie § 3.1.2.1.B, le calage des paramètres permettant la description des propriétés hydriques des différentes matériaux et horizons qui composent le profil instrumenté de chaque parcelle étudiée a été effectué par minimisation de la fonction objectif Φ selon la méthode inverse non-linéaire de Levenberg-Marquardt. Le nombre maximum de données instrumentales journalières pouvant être prises en compte à chaque profondeur instrumentée dans le cadre de la procédure d'optimisation inverse réalisée à l'aide d'HYDRUS-1D est égale au nombre de jours qui compose la période de modélisation (22/02/13 – 31/01/15 ; § 3.1.2.2). Par conséquent, 709 valeurs journalières de potentiel matriciel et de teneur en eau peuvent potentiellement être considérées à chaque profondeur instrumentée pour l'établissement des paramètres de chacun des huit matériaux définissant le profil instrumenté de chaque parcelle. Néanmoins, et suite aux dysfonctionnements constatés et suppressions de valeurs associées aux conclusions des bilans de données instrumentales (§ 3.2.2.1) le nombre total de données prises en compte est représenté dans le Tableau 3.22.

Tableau 3.22 : Nombre de données de potentiel matriciel et de teneur en eau prises en compte pour les étapes d'optimisation inverse réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D.

	Potentiel matriciel	*Teneur en eau*	*Total*
BOUE	3757	3623	**7380**
DVB	3775	3189	**6964**
TEMOIN	3734	3830	**7564**

Nous remarquons finalement qu'entre approximativement 7000 et 7500 données sont considérées, correspondant à 3200 à 3800 valeurs de potentiel matriciel et de teneur en eau selon la parcelle étudiée. Les quelques différences observées sont dues aux fonctionnements différenciés des instruments selon les profondeurs. Par exemple, le plus faible nombre de teneurs en eau renseigné pour la parcelle DVB est expliqué notamment par les dysfonctionnements constatés concernant la sonde TDR implantée à 20 cm (Figure 3.28).

3.2.4.2.A Stratégie d'optimisation inverse

Sur les parcelles en sol nu, et suite aux conclusions etablies au § 3.2.4.1.B, l'optimisation inverse est effectuée en prenant comme valeurs initiales les paramètres (θ_r, θ_s, α, n) et bornes établies par les modélisations réalisées à l'aide de RetC, à partir des résultats d'analyse des courbes de rétention en eau obtenues au laboratoire (Tableau 3.21). Les conductivités hydrauliques à saturation (K_s) moyennes et bornes minimales et maximales sont quant à elles conservées identiques à celles obtenues après analyses au laboratoire et reportées dans le Tableau 3.11.

La démarche d'optimisation a été définie selon les nombreuses informations ayant pu être collectées dans la littérature, après lecture de plusieurs travaux portant sur le sujet (Hopmans et al., 2002 ; Šimůnek et al., 2002 ; Šimůnek et Hopmans, 2002). Ainsi, malgré le fait que 15 paramètres peuvent au maximum être calés simultanément sur HYDRUS-1D, il est conseillé d'en optimiser moins dans le cadre de l'étude des flux d'eau en zone vadose, les problèmes inverses y étant la plupart du temps mal posés. L'expérience des auteurs cités

ci-dessus tend en effet à prouver qu'une optimisation simultanée d'un nombre de paramètres supérieur à 5 peut engendrer une non-unicité du problème. Finalement, la démarche d'optimisation inverse générale mise en place dans le cadre du calage des paramètres décrivant l'hydrodynamique parcellaire tient compte de ces recommandations (Figure 3.42).

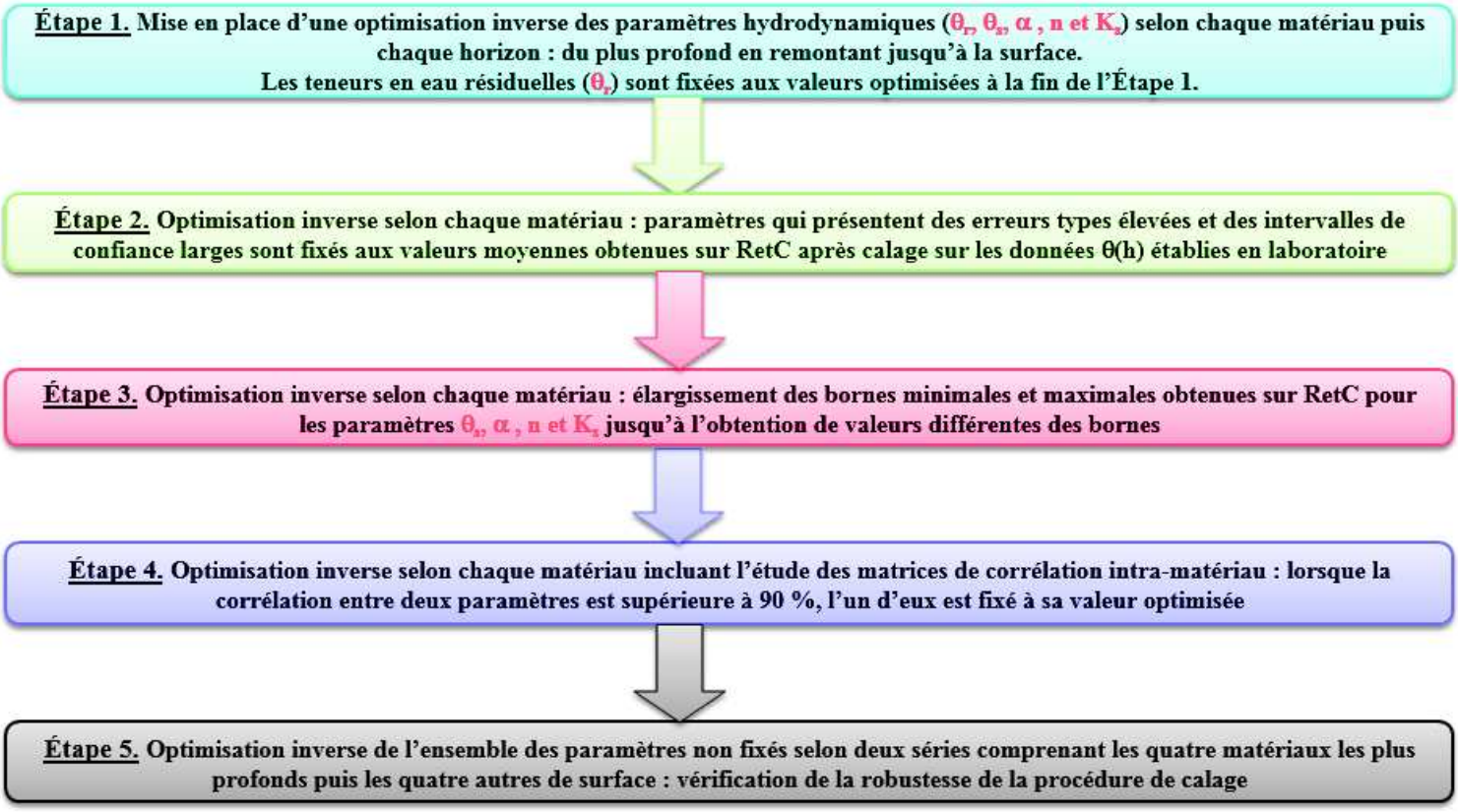


Figure 3.42 : Stratégie de calage par méthode inverse des paramètres hydrodynamiques spécifiques à chacune des trois parcelles étudiées.

Plusieurs points non mentionnés sont néanmoins inhérents à la démarche entreprise, avec l'étude, au terme de chaque étape d'optimisation : (*i*) de la régression entre données observées et prédites au travers des évolutions concernant les valeurs de r^2 (Équation 3-15); (*ii*) des évolutions des coefficients d'efficience E (Équation 3-25) entre données de potentiel matriciel et de teneur en eau observées expérimentalement et simulées à chaque profondeur instrumentée. De plus, à partir de l'Étape 3, les calages effectués pour un matériau donné sont réalisés sur l'ensemble de ses paramètres (hormis θ_r), qu'ils aient été fixés ou non lors d'une étape précédente. Par exemple, un paramètre fixé à sa valeur moyenne obtenue sur RetC pour cause d'une erreur type importante constatée lors de son calage en Étape 2 pourra, après optimisation des paramètres des autres matériaux, présenter une erreur type beaucoup plus basse en Étape 3 et/ou 4 et converger vers une valeur jugée cohérente et représentative du matériau.

Finalement, les cinq étapes principales présentées ci-dessus ont été suivies pour un total de plus de soixante optimisations, aux termes desquelles ont été établis, pour chaque matériau défini sur la Figure 3.6, les paramètres permettant la description de l'hydrodynamique sur le profil 0-165 cm des trois parcelles en sol nu étudiées.

3.2.4.2.B Bilan des paramètres calés pour chaque parcelle et comparaisons avec les intervalles de départ établis à l'aide de RetC

Au terme des optimisations, quarante paramètres sont ainsi calés pour chaque parcelle étudiée, à raison de cinq paramètres (θ_r, θ_s, α, n et K_s) pour chacun des huit matériaux qui composent le profil de sol créé dans HYDRUS-1D (Tableau 3.23). Comme précisé au § 3.1.2.1.A, le paramètre « l » est quant à lui fixé à 0.5 pour l'ensemble des matériaux, comme recommandé par Mualem (1976) et appliqué dans la plupart des travaux de modélisation sur HYDRUS-1D qui utilisent cette fonction pour décrire la conductivité hydraulique en milieu insaturé (Coquet et al., 2005c ; Kumar et al., 2010 ; Mermoud et Xu, 2006).

Tableau 3.23 : Valeurs des cinq paramètres optimisés à l'aide d'HYDRUS-1D pour chacun des huit matériaux et cinq horizons des trois parcelles.

BOUE		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.06620	0.36351	0.02140	1.2522	101.23
LAca	M_{2p}	0.07610	0.38051	0.07716	1.1441	776.79
ASca	M_{3p}	0.07530	0.37289	0.03577	1.1812	45.57
ASca	M_{4p}	0.06450	0.31271	0.00672	1.3636	76.86
Sca	M_{5p}	0.04640	0.32021	0.01687	1.1578	27.09
Sca	M_{6p}	0.04950	0.32711	0.00397	1.6544	16.73
SCca-1	M_{7p}	0.04140	0.35085	0.00223	1.4516	16.08
SCca-2	M_{8p}	0.04040	0.39031	0.00611	1.4629	19.83

DVB		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.06190	0.35472	0.01939	1.1985	41.83
LAca	M_{2p}	0.07885	0.39343	0.02233	1.2110	575.18
ASca	M_{3p}	0.10880	0.33305	0.03088	1.1030	69.66
ASca	M_{4p}	0.08160	0.35177	0.03706	1.1791	73.86
Sca	M_{5p}	0.04410	0.39212	0.01184	1.4373	16.52
Sca	M_{6p}	0.04350	0.35214	0.00589	1.7811	16.73
SCca-1	M_{7p}	0.04870	0.34947	0.00248	1.5470	16.08
SCca-2	M_{8p}	0.03630	0.37389	0.00533	1.3647	19.83

TEMOIN		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.06510	0.34718	0.01815	1.2385	26.75
LAca	M_{2p}	0.06900	0.30395	0.00235	1.3170	575.18
ASca	M_{3p}	0.07730	0.36224	0.05782	1.0892	508.59
ASca	M_{4p}	0.06950	0.33183	0.04576	1.1030	147.31
Sca	M_{5p}	0.05160	0.33971	0.01792	1.2237	28.96
Sca	M_{6p}	0.04250	0.34001	0.01054	1.2257	16.73
SCca-1	M_{7p}	0.04090	0.34873	0.00222	1.4392	16.08
SCca-2	M_{8p}	0.04060	0.39139	0.00631	1.5244	19.83

θ_r-α-K_s

n

Les valeurs des paramètres θ_r, θ_s, α, n et K_s calés à l'aide d'HYDRUS-1D sont dans un premier temps comparées aux bornes initialement considérées pour l'étape de modélisation et calées par RetC à partir des courbes $\theta(h)$ établies par des analyses au laboratoire (Tableau 3.11 et Tableau 3.21). Les résultats de ces études sont matérialisés dans le Tableau 3.23 au travers de la couleur (*i*) **bleue** pour les paramètres dont la valeur calée est **inférieure à la borne minimale considérée initialement** ; (*ii*) **rouge** pour les paramètres dont la

valeur calée est **supérieure à la borne maximale considérée initialement** ; (*iii*) noire pour les paramètres dont la valeur calée est comprise dans l'intervalle considéré initialement ; (*iv*) **noire et en gras** pour les paramètres dont la valeur est **fixée à la valeur moyenne considérée initialement**, pour cause d'un calage impossible de la valeur du paramètre, lié à l'obtention d'erreurs-types élevées.

Au vu des paramètres optimisés, nous pouvons globalement remarquer que la quasi-totalité des valeurs θ_s calées par optimisation inverse ne sont pas comprises dans les intervalles de départ établis sur RetC. Une grande majorité est d'ailleurs inférieure à la borne minimale, venant ainsi confirmer la surestimation des teneurs en eau à saturation mesurées *in situ* par des analyses effectuées au laboratoire, phénomène déjà évoqué précédemment (§ 3.2.2.2.A.ii et § 3.2.2.3.B). En outre, et hormis pour les paramètres α de la parcelle DVB, plus de la moitié des valeurs optimisées des paramètres α et n de chaque parcelle ne sont pas comprises dans les bornes établies sur RetC. Les valeurs des paramètres θ_r, α et K_s sont généralement plus élevées pour les matériaux et horizons proches de la surface alors que l'inverse est constaté pour le paramètre n (cf. flèches du Tableau 3.23). Enfin, il peut être observé que les valeurs des paramètres n et K_s des matériaux profonds sont très souvent fixées aux valeurs moyennes établies sur RetC. En effet, les variations sur des gammes de potentiel matriciel et de teneur en eau plus restreintes et donc un état hydrique constamment plus humide que celui des matériaux sus-jacents entrainent un calage incertain pour de nombreux paramètres α, n et K_s, leurs valeurs étant en effet associées à des erreurs types importantes suite aux optimisations effectuées.

3.2.4.2.C Étude de la qualité des simulations des données instrumentales

Dans un premier temps, les simulations des données instrumentales obtenues avec les paramètres calés suite aux optimisations effectuées par méthode inverse sont comparées à celles réalisées avec les paramètres (θ_r, θ_s, α, n) établis à l'aide de RetC (Tableau 3.21) et les K_s obtenues par analyses au laboratoire.

Pour rappel, ceux-ci constituent les valeurs initiales des modélisations mises en place sur HYDRUS-1D. Les valeurs de coefficients d'efficience, calculés selon l'Équation 3-25 pour évaluer la qualité des simulations par rapport aux données expérimentales, sont reportées pour chaque profondeur instrumentée dans le Tableau 3.24 et le Tableau 3.25. Enfin, les courbes permettant la comparaison des données observées expérimentalement à celles simulées à l'aide d'HYDRUS-1D sont visibles sur la Figure 3.43 pour la parcelle BOUE et en Annexe 3.V pour les parcelles DVB et TEMOIN.

Tableau 3.24 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée selon les paramètres établis à l'aide de RetC.

BOUE - RetC	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_37*	*ASca_50*	*Sca_65*	*Sca_90*	*SCca-1_120*	*SCca-2_165*	Moyenne
Potentiel matricel	0.210	0.060	-0.709	-1.261	-0.814	0.856	0.858	/	-0.114
Teneur en eau	-1.385	-1.760	-9.918	-17.727	-22.475	-35.591	-13.522	-19.882	-15.283

DVB - RetC	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_37*	*ASca_50*	*Sca_65*	*Sca_90*	*SCca-1_120*	*SCca-2_165*	Moyenne
Potentiel matricel	0.435	0.505	0.388	0.382	0.778	0.836	0.847	/	0.596
Teneur en eau	0.212	0.480	-0.445	-5.237	-3.871	-7.707	-33.119	-54.702	-13.049

TEMOIN - RetC	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_37*	*ASca_50*	*Sca_65*	*Sca_90*	*SCca-1_120*	*SCca-2_165*	Moyenne
Potentiel matricel	0.459	0.412	0.287	0.093	0.339	0.755	0.765	/	0.444
Teneurs en eau	-1.848	-8.632	-6.920	-22.109	-9.834	-2.580	-23.089	-0.043	-9.382

Tableau 3.25 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée selon les paramètres établis après la mise en place de l'ensemble des étapes d'optimisation inverse à l'aide d'HYDRUS-1D.

BOUE - HYDRUS-1D	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_37*	*ASca_50*	*Sca_65*	*Sca_90*	*SCca-1_120*	*SCca-2_165*	Moyenne
Potentiel matricel	0.484	0.467	0.720	0.781	0.788	0.881	0.872	/	0.713
Teneur en eau	0.653	0.584	0.640	0.709	0.841	0.726	0.674	0.825	0.707

DVB - HYDRUS-1D	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_37*	*ASca_50*	*Sca_65*	*Sca_90*	*SCca-1_120*	*SCca-2_165*	Moyenne
Potentiel matricel	0.525	0.651	0.691	0.568	0.738	0.834	0.850	/	0.694
Teneur en eau	0.459	0.693	0.499	0.632	0.815	0.883	0.738	0.819	0.692

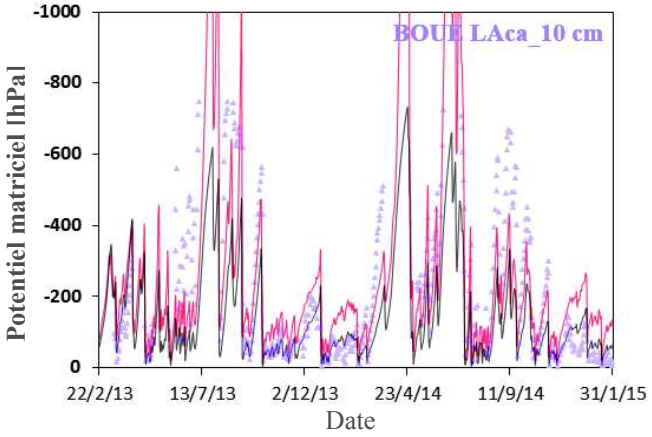
TEMOIN - HYDRUS-1D	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_37*	*ASca_50*	*Sca_65*	*Sca_90*	*SCca-1_120*	*SCca-2_165*	Moyenne
Potentiel matricel	0.634	0.677	0.760	0.724	0.793	0.858	0.804	/	0.750
Teneur en eau	0.449	0.363	0.544	0.614	0.697	0.853	0.724	0.912	0.644

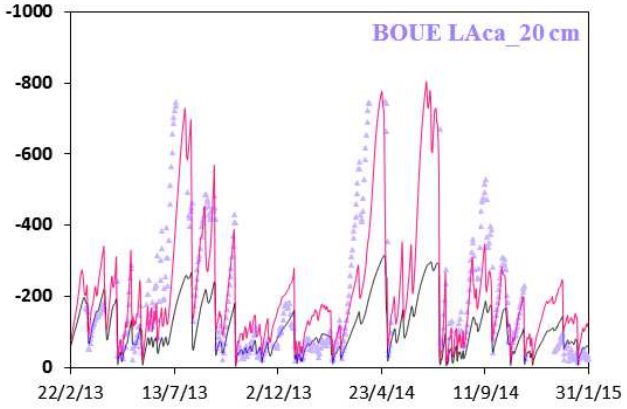
3.2.4.2.C.i Résultats des modélisations avec les paramètres initiaux établis à l'aide de RetC

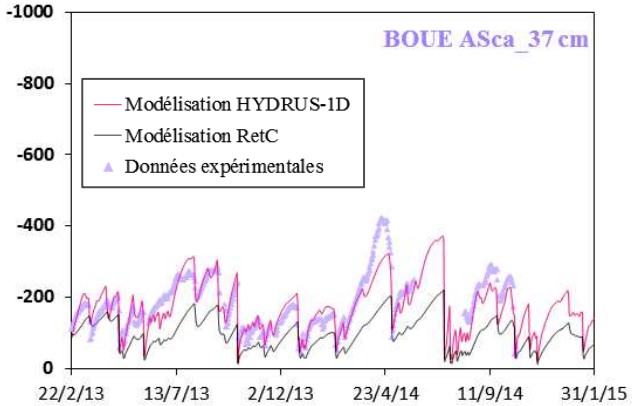
Nous remarquons finalement que les dynamiques instrumentales ne peuvent pas être convenablement décrites à partir de paramètres hydrodynamiques établis en se basant uniquement sur des résultats d'analyses effectuées au laboratoire (rétentions en eau et conductivités hydrauliques à saturation). En effet, seules quelques dynamiques de potentiel matriciel sont convenablement simulées, notamment à 90 et 120 cm. Ceci s'explique logiquement par le fait que les données de potentiel matriciel fournies par le tensiomètre implanté à 165 cm constituent la condition à la limite inférieure du modèle. Les variations du potentiel matriciel constatées à cette profondeur permettent ainsi de modéliser convenablement celles observées pour les deux profondeurs sus-jacentes. Nous constatons en effet que les valeurs des coefficients d'efficience sont constamment inférieures à 0.51 pour les comparaisons du potentiel matriciel observé et simulé aux profondeurs des matériaux 1 à 5 (sauf M_{5p} DVB).

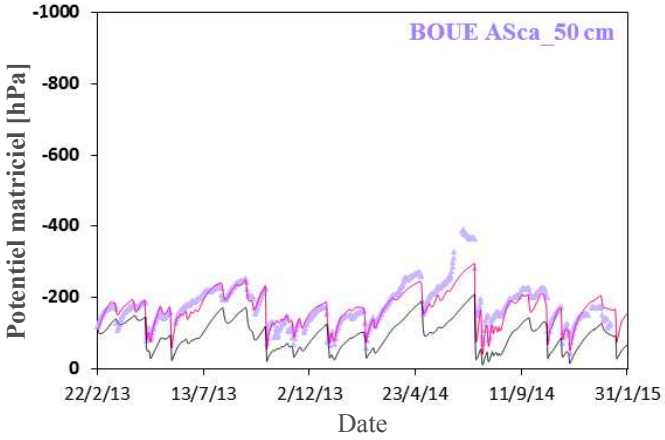
Concernant les dynamiques des données de teneur en eau corrigées, les coefficients E obtenus sont toujours inférieurs à 0 (sauf à 10 et 20 cm sur la parcelle DVB) mettant en évidence le fait que le modèle établi est moins juste que la moyenne des données expérimentales. Néanmoins, et contrairement aux potentiels matriciels, ces valeurs ne sont pas forcément représentatives d'une dynamique mal simulée. En effet, en prenant comme exemple les résultats de la parcelle BOUE (Figure 3.43), nous constatons qu'un décalage de $\Delta\theta_s$ suffit parfois à expliquer ces mauvais coefficients d'efficience à certaines profondeurs (20 et 90 cm, mis en évidence en rouge pour cette dernière), bien que des disparités soient observées entre dynamiques expérimentales et modélisées pour une grande majorité des profondeurs étudiées (37, 50, 65, 120 et 165 cm).

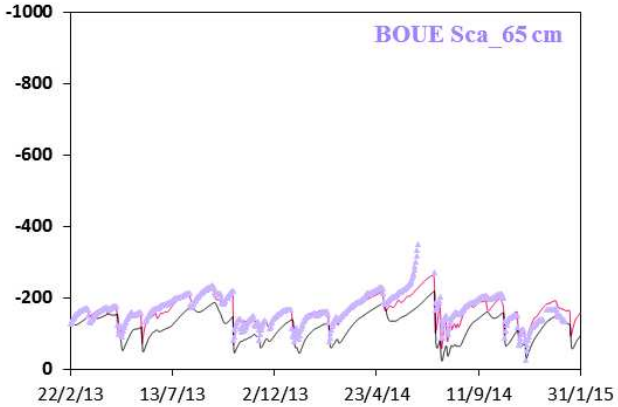
Finalement, une conclusion importante de ce travail de modélisation réside dans le fait que des paramètres hydrodynamiques établis à partir de courbes de rétention obtenues par analyse au laboratoire ne permettent pas de décrire à la fois les dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau constatées *in situ*, rejoignant par conséquent les conclusions effectuées après l'étude des courbes en rétention en eau (§ 3.2.2.3). Ils constituent néanmoins une information initiale importante vu que la prise en compte des paramètres moyens et bornes établis à l'aide de RetC (Tableau 3.21) et des K_s obtenues au laboratoire a au final permis l'obtention de simulations satisfaisantes des dynamiques instrumentales au terme des étapes d'optimisation inverse réalisées sur HYDRUS-1D.

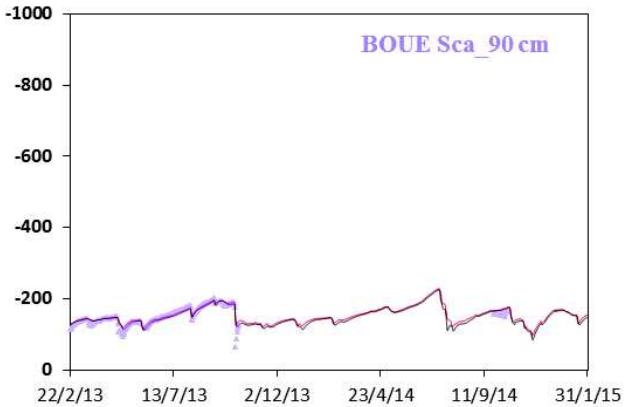

BOUE LAca_10 cm
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

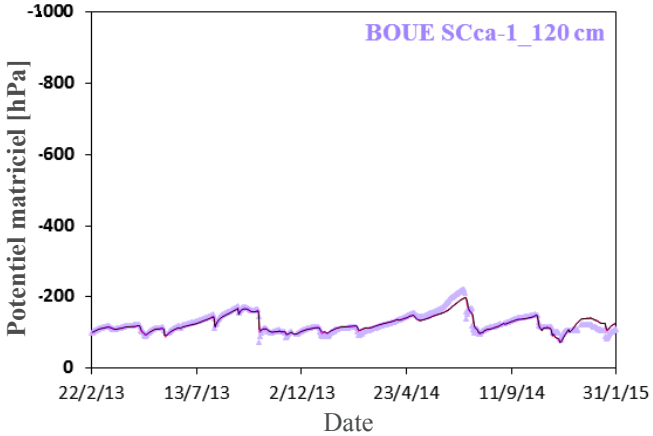

BOUE LAca_20 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

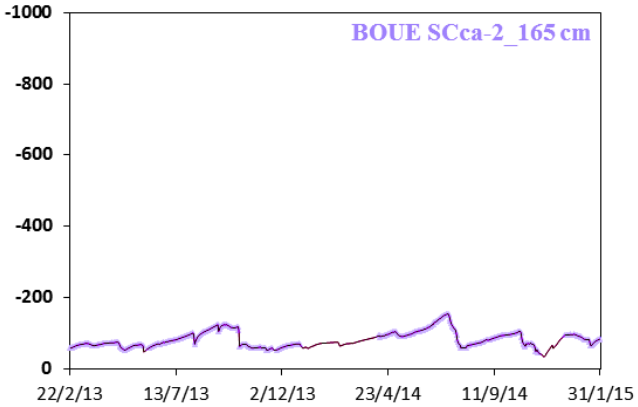

BOUE ASca_37 cm
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
Données expérimentales
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


BOUE ASca_50 cm
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date


BOUE Sca_65 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


BOUE Sca_90 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


BOUE SCca-1_120 cm
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date


BOUE SCca-2_165 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

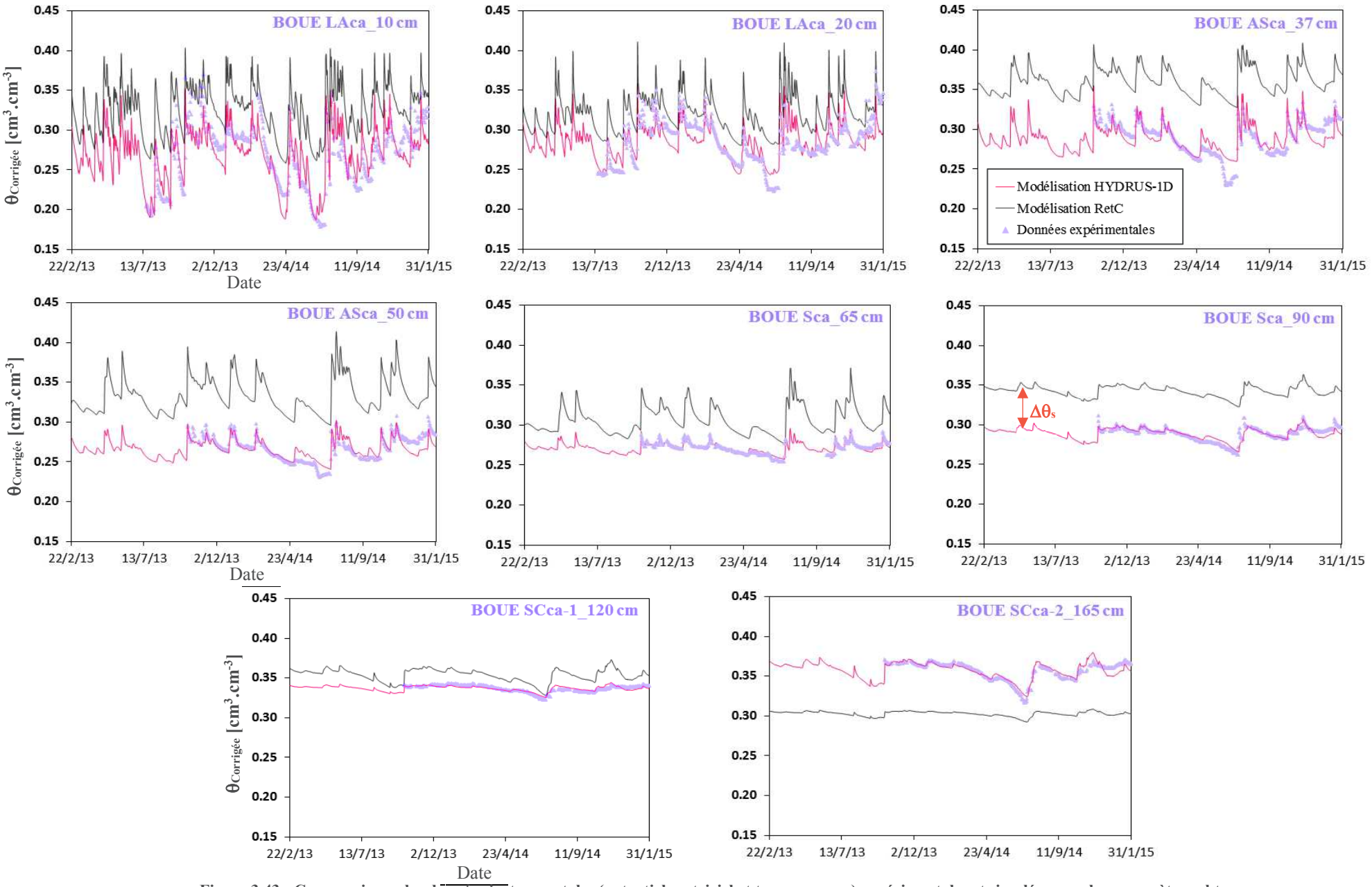


Figure 3.43 : Comparaisons des données instrumentales (potentiel matriciel et teneur en eau) expérimentales et simulées avec les paramètres obtenus (*i*) après application des cinq étapes définies pour l'optimisation inverse ; (*ii*) après modélisation sur RetC des courbes θ(h) établies au laboratoire.

3.2.4.2.C.ii Résultats des modélisations avec les paramètres optimisés à l'aide d'HYDRUS-1D

Nous observons que les coefficients d'efficience calculés après calage des paramètres hydrodynamiques de chaque matériau par méthode inverse sont constamment supérieurs à 0.5 pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé et majoritairement compris entre 0.7 et 0.8. Ceci indique une très bonne corrélation entre points expérimentaux et simulés au vu de la durée de la période de modélisation, cette dernière comprenant au minimum un an de données de potentiel matriciel et de teneur en eau à chaque profondeur étudiée sous l'horizon de surface.

Concernant les profondeurs instrumentées en surface, nous constatons que les coefficients d'efficience sont logiquement moins élevés que ceux des profondeurs sous-jacentes. En effet, notamment de par (*i*) la variabilité des propriétés de l'horizon LAca soumis aux pratiques culturales (§ 3.2.1) ; (*ii*) les imprécisions diverses liées à l'implantation des instruments depuis la surface (§ 3.2.2.1.B) ; (*iii*) les effets des enlèvements et remises en place des sondes TDR suite au travail du sol et l'impossibilité de correction de ces dernières à l'aide de droites d'équation (§ 3.2.2.2.B), il était attendu que les dynamiques instrumentales observées sur deux ans en surface soient moins fidèlement reproduites par le modèle que celles des horizons sous-jacents.

Dans le cadre de l'étude de la qualité des simulations après optimisation inverse, nous avons également tracé les relations entre données modélisées et celles mesurées expérimentalement à chaque profondeur instrumentée. L'analyse des nuages de points et de la régression linéaire mettent en évidence les mêmes observations et des valeurs de coefficients de déterminations R^2 également très correctes (Annexe 3.W). Nous remarquons que le nuage de points est relativement proche de la droite de régression et finalement peu dispersés autour de y=x pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé. Concernant celles de surface, nous observons des nuages de points plus diffus tant autour de la droite de régression, et caractérisés par des R^2 parfois inférieurs à 0.5, que autour de la droite y=x. Cette dispersion autour des deux droites est marquée approximativement de la même façon sur l'ensemble de la gamme de variation des teneurs en eau. Nous constatons toutefois que les points liés à l'étude des potentiels matriciels expérimentaux et simulés sont plutôt proches des droites pour des données caractéristiques d'un état hydrique du sol peu sec (> -200 hPa) et bien plus diffus dans le cas d'un assèchement plus prononcé (< -400 hPa). Ceci met en avant la variabilité plus importante associée aux simulations des potentiels matriciels lors de l'assèchement du sol.

Enfin, une tendance générale est dégagée des comparaisons effectuées entre droites de régression et droites y=x pour l'ensemble des données instrumentales de chaque parcelle. En effet, nous pouvons noter que les données de teneur en eau simulées sont généralement supérieures à celles observées expérimentalement jusque 0.3 $cm^3\ cm^{-3}$ puis inférieures au-delà tandis que les potentiels matriciels modélisés sont globalement inférieurs aux expérimentaux jusque -200 hPa puis supérieurs en dessous de cette valeur. Cette tendance est particulièrement marquée jusqu'à 50 cm de profondeur soit pour les deux premiers horizons étudiés (LAca et ASca) puis moins présente bien que toujours légèrement visible en profondeur, lorsque les données expérimentales et simulées sont moins dispersées autour de la droite de régression, cette dernière étant également de plus en plus proche de y=x.

3.2.4.2.D Étude des courbes de rétention en eau et de conductivité hydraulique modélisées

Les paramètres calés par optimisation inverse via HYDRUS-1D à partir des données instrumentales observées *in situ* (Tableau 3.23) permettent l'établissement des courbes de rétention en eau θ(h) et de conductivité hydraulique log K(h) pour chaque matériau du profil de sol instrumenté, respectivement selon les relations de van Genuchten (1980) (Équation 3-11) et de Mualem (1976) (Équation 3-12). Les courbes θ(h) obtenues pour chaque profondeur instrumentée sont représentées sur la Figure 3.44 et comparées à celles établies *in situ* et au laboratoire, tandis que les relations K(h) peuvent être observées en Annexe 3.X.

Dans un premier temps, nous remarquons que l'allure des courbes de rétention en eau modélisées suit bien celle des courbes θ(h) établies *in situ*. Par conséquent, les conclusions quant aux surestimations des teneurs en eau par des mesures au laboratoire mises en évidence pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon labouré (sauf à 165 cm, cf. § 3.2.3.2) sont également confirmées à partir des données modélisées mais uniquement sur les gammes de variation des données instrumentales constatées au champ. En effet, nous constatons qu'à certaines profondeurs ces surestimations ne sont plus vérifiées pour des pF (*i*) proches de 0 à 65 cm sur la parcelle DVB ; (*ii*) supérieurs à 3 comme à 37 cm sur les parcelles TEMOIN et DVB, 50 cm sur la TEMOIN ou encore 65 cm sur la BOUE. Toutefois, aucune conclusion certaine ne peut être tirée de ces résultats car les rétentions en eau modélisées pour des pF situés hors des gammes de variation des données instrumentales ne sont pas basées sur des observations effectuées *in situ* et sont ainsi soumises à plus d'incertitudes. Nous ne nous attarderons donc pas sur les comparaisons de résultats dont les potentiels matriciels ne sont pas situés dans la gamme de ceux observés au champ, et notamment pour les pF supérieurs à 3, où des différences de teneur en eau plus marquées peuvent être constatées entre parcelles à une profondeur instrumentée donnée que pour des pF inférieurs. Ces différences sont principalement dues au potentiel et à la pente au point d'inflexion de la courbe θ(h) pilotés par les valeurs des paramètres α et n (Tableau 3.23).

Nous pouvons également noter que, pour une même parcelle, l'allure des courbes θ(h) de profondeurs instrumentées dans le même horizon peut être (*i*) analogue, comme celles de l'horizon Sca de la parcelle TEMOIN qui sont caractérisées par des paramètres hydrodynamiques similaires (Tableau 3.23) ; (*ii*) décalées d'un $\Delta\theta_s$, comme cela semble par exemple être le cas pour celles des horizons ASca de la parcelle TEMOIN ou LAca et Sca de la parcelle DVB, caractérisées par des valeurs proches pour les paramètres α et n mais qui diffèrent de quelques $cm^3.cm^{-3}$ pour les θ_S (Tableau 3.23) ; (*iii*) dissemblables, comme pour celles des horizons LAca et Sca de la BOUE ou encore LAca du TEMOIN et pour lesquelles des différences dans les valeurs des paramètres θ_s, α et n sont constatées (Tableau 3.23). Ces observations justifient une nouvelle fois la nécessité de discrétiser le profil de sol en autant de matériaux que de profondeurs instrumentées pour permettre une étude optimale de l'hydrodynamique sur un profil de sol donné.

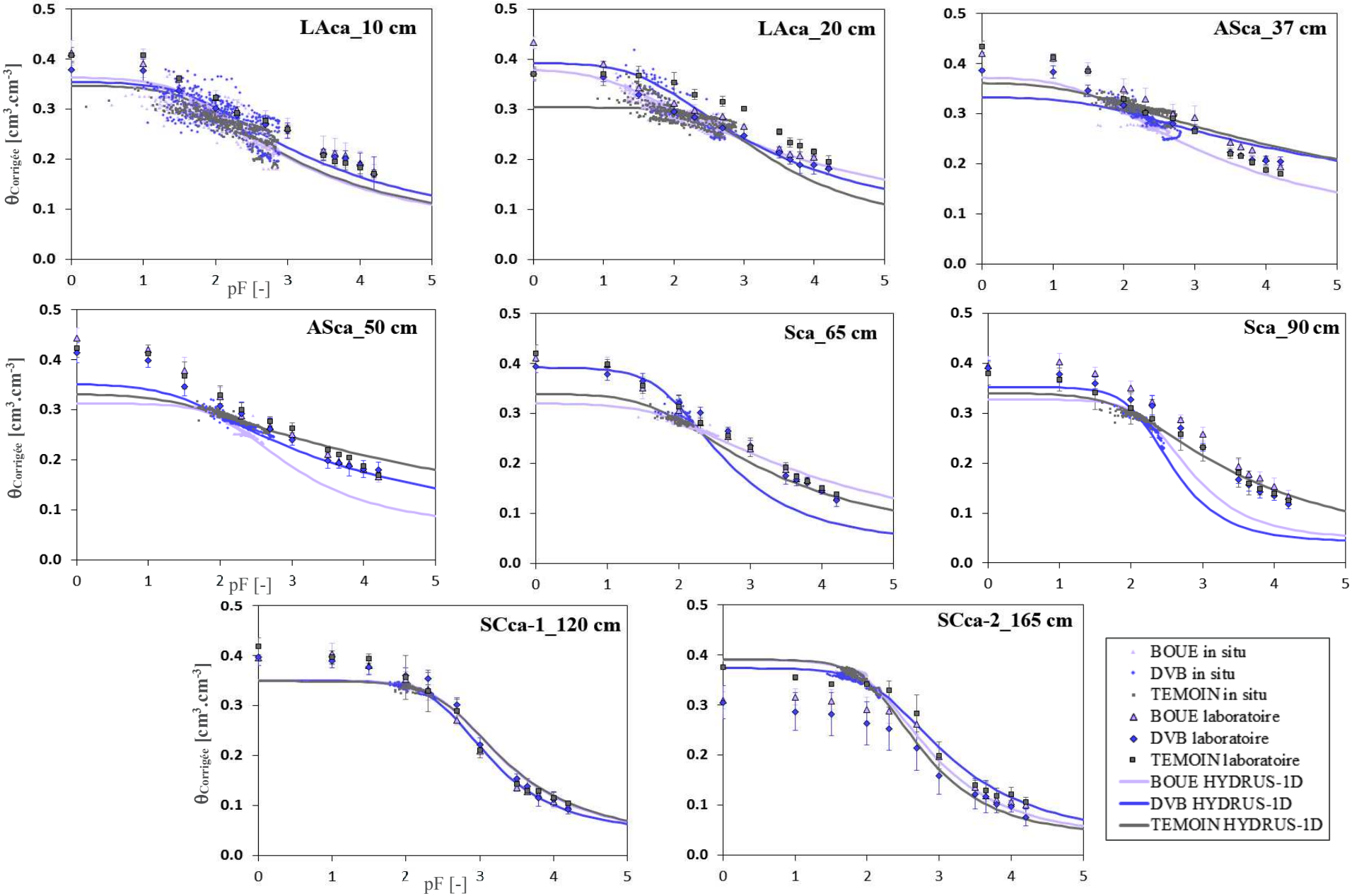


Figure 3.44 : Comparaisons des courbes de rétention en eau obtenues d'après les paramètres hydrodynamiques calés sur HYDRUS-1D à celles établies par : (*i*) des analyses au laboratoire réalisées à partir de prélèvements de sol ; (*ii*) des données instrumentales.

De plus, nous remarquons que les courbes θ(h) modélisées permettent de distinguer les caractéristiques de rétention en eau plus importantes associées à l'horizon de surface des parcelles amendées et déjà évoquées au § 3.2.2.3.B. En effet, nous observons des valeurs de teneur en eau dans l'horizon de surface de la parcelle TEMOIN généralement inférieures à celles des horizons de surface des parcelles concernées par des apports de PRO sur l'ensemble des pF caractérisant l'état hydrique du sol. Ces différences sont toutefois nettement plus marquées à 20 cm où les écarts de θ_S atteignent entre 0.08 et 0.09 $cm^3.cm^{-3}$ entre parcelles amendées et TEMOIN. De plus, et toujours en accord avec les observations réalisées suite à l'exploitation des données θ(h) établies *in situ* (§ 3.2.2.3.A), les effets des apports de PRO sur la rétention en eau ne sont plus caractérisables sous l'horizon travaillé.

Enfin, les courbes de conductivité hydraulique ne permettent pas de souligner d'éventuels effets des apports de PRO, les valeurs de conductivité des parcelles amendées étant légèrement supérieures à celles de la parcelle TEMOIN à 10 cm, pour des pF compris entre 0 et 5, mais inférieures à 20 cm (Annexe 3.X). Il faut cependant rappeler que les calages des paramètres K_s s'appuient sur des données d'analyses au laboratoire dont les résultats (*i*) ne compte que trois prélèvements à une profondeur donnée, ce qui semble très peu au vu des variabilités extrêmes associées à ce paramètre ; (*ii*) sont uniquement basés sur des échantillonnages effectués aux profondeurs instrumentées sur le profil de la parcelle TEMOIN (§ 3.2.1.4).

3.2.4.3 Résultats des modélisations HYDRUS-1D sur les cases lysimétriques

Le même principe de minimisation de la fonction objectif Φ selon la méthode inverse non-linéaire de Levenberg-Marquardt a été appliqué pour le calage des paramètres hydrodynamiques de chacun des matériaux qui compose le profil de sol des cases lysimétriques. Néanmoins, la Case 1 (TEMOIN) étant la seule instrumentée avec des tensiomètres et des sondes TDR, l'optimisation des paramètres permettant la description de la dynamique hydrique (θ_r, θ_s, α, n et K_s) a dans un premier temps été effectuée uniquement sur cette case.

3.2.4.3.A Stratégie d'optimisation sur les cases lysimétriques

Le choix est fait de définir les paramètres et intervalles initiaux de chaque matériau comprenant une profondeur instrumentée à partir des paramètres et bornes établis sur RetC pour chaque matériau des parcelles en sol nu (SSCBD+WC, cf. Tableau 3.21). De plus, les valeurs de K_s obtenues à partir des analyses effectuées au laboratoire aux profondeurs instrumentées sur le profil de la parcelle TEMOIN ont également été utilisées sur les cases lysimétriques (Tableau 3.11). Ces paramètres et leurs bornes (Tableau 3.26) sont ensuite appliqués aux profondeurs instrumentées sur les cases lysimétriques (Tableau 3.27), en tenant compte des spécificités de reconstitution de ces dernières détaillées au § 2.5.2 et selon les horizons définis sur le profil 0-90 cm (Tableau 3.27). Par exemple, les paramètres du M_{3c} (ASca) ont donc été obtenus à partir de la moyenne de ceux du même horizon sur les parcelles (M_{3p} et M_{4p}, entourés en rouge pour θ_s dans le Tableau 3.26 et le Tableau 3.27)

tandis que les bornes minimales et maximales communes à ces deux matériaux ont été définies pour celles de M_{3c} (entourées en vert pour θ_s dans le Tableau 3.26 et le Tableau 3.27).

Tableau 3.26 : Paramètres et bornes minimales et maximales établis sur RetC pour l'ensemble des parcelles et considérés pour l'étape de modélisation sur la Case 1.

Parcelles		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	K_s	K_s min	K_s max
Profondeur [cm]	Horizon [Matériau]	[$cm^3.cm^{-3}$]						[cm^{-1}]			[-]			[cm. $jour^{-1}$]		
10	LAca [M_{1p}]	**0.0716**	0.0619	0.1078	**0.4021**	0.3621	0.4328	**0.0475**	0.0033	0.1012	**1.1675**	1.1316	1.1996	**110.23**	36.64	257.00
20	LAca [M_{2p}]	**0.0784**	0.0690	0.0969	**0.3938**	0.3594	0.4542	**0.0836**	0.0014	0.3091	**1.1678**	1.1277	1.2420	**575.18**	103.15	906.48
37	ASca [M_{3p}]	**0.0843**	0.0710	0.1088	**0.4145**	0.3777	0.4472	**0.0423**	0.0123	0.0790	**1.1669**	1.1426	1.1887	**70.98**	29.10	139.22
50	ASca [M_{4p}]	**0.0754**	0.0645	0.0953	**0.4308**	0.3992	0.4652	**0.0676**	0.0241	0.1219	**1.1808**	1.1548	1.2109	**76.86**	41.45	104.18
65	Sca [M_{5p}]	**0.0503**	0.0441	0.0577	**0.4060**	0.3762	0.4334	**0.0337**	0.0081	0.0666	**1.2212**	1.1854	1.2805	**29.15**	20.79	46.42
90	Sca [M_{6p}]	**0.0480**	0.0425	0.0551	**0.3814**	0.3505	0.4051	**0.0089**	0.0032	0.0214	**1.2819**	1.1992	1.3527	**16.73**	10.15	28.24

Tableau 3.27 : Paramètres initiaux pris en compte pour les modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D pour la description de l'hydrodynamique de la Case 1.

Case 1		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	K_s	K_s min	K_s max
Profondeur [cm]	Horizon [Matériau]	[$cm^3.cm^{-3}$]						[cm^{-1}]			[-]			[cm. $jour^{-1}$]		
10	LAca [M_{1c}]	**0.0716**	0.0619	0.1078	**0.4021**	0.3621	0.4328	**0.0475**	0.0033	0.1012	**1.1675**	1.1316	1.1996	**110.23**	36.64	257.00
20	LAca [M_{2c}]	**0.0784**	0.0690	0.0969	**0.3938**	0.3594	0.4542	**0.0836**	0.0014	0.3091	**1.1678**	1.1277	1.2420	**575.18**	103.15	906.48
40	ASca [M_{3c}]	**0.0798**	0.0645	0.1088	**0.4226**	0.3777	0.4652	**0.0550**	0.0123	0.1219	**1.1738**	1.1426	1.2109	**73.92**	29.10	139.22
60	Sca [M_{4c}]	**0.0754**	0.0645	0.0953	**0.4308**	0.3992	0.4652	**0.0676**	0.0241	0.1219	**1.1808**	1.1548	1.2109	**76.86**	41.45	104.18
80	Sca [M_{5c}]	**0.0492**	0.0425	0.0577	**0.3937**	0.3505	0.4334	**0.0213**	0.0032	0.0666	**1.2515**	1.1854	1.3527	**22.94**	10.15	46.42

Les paramètres du matériau composé exclusivement de sables grossiers (M_{6c}, cf. Figure 3.7 et Tableau 3.8), destiné à faciliter l'écoulement sur les dix derniers cm avant le retour à pression atmosphérique à 100 cm de profondeur, sont définis selon des valeurs caractéristiques de ce type d'horizon fournies par Phogat et al. (2013) : θ_r = 0.03 $cm^3.cm^{-3}$, θ_s = 0.40 $cm^3.cm^{-3}$, α = 0.095 cm^{-1}, n = 2.68 et K_s = 714.4 $cm.j^{-1}$.

Les données prises en compte pour l'étape de modélisation inverse correspondent aux 739 jours qui composent la période modélisée (20/02/2013–28/02/2015) et aux différents instruments implantés sur les cases avec des données moyennes journalières de (*i*) potentiel matriciel pour la Case 1 ; (*ii*) teneur en eau pour les Cases 1 et 4 ; (*iii*) drainages pour l'ensemble des six cases lysimétriques (Tableau 3.28). Il faut noter que, bien que non corrigées, les données de teneur en eau fournies par les sondes TDR implantées sur les cases lysimétriques sont bel et bien prises en compte pour le calage des paramètres hydrodynamiques, de par les études réalisées pour différents états hydrique du sol et les conclusions obtenues quant à la cohérence des teneurs en eau acquises, non seulement entre les cases, mais également par rapport à celles établies à la capacité de rétention en eau de la Case 1 en 2001 (§ 3.2.3.1.A). Nous remarquons que le nombre de données de potentiel matriciel prises en compte pour la Case 1 est supérieur à celui des teneurs en eau, ceci étant expliqué par le dysfonctionnement du système TRASE à partir du 16/06/2014. De plus, le nombre de données de teneur en eau de la Case 4 comprend l'étude d'une dynamique sur plus d'un an et demi, soit à partir de l'instrumentation de cette case qui, pour rappel, a eu lieu le 01/08/2013. Enfin, le nombre de données de drainage journalières prises en compte pour chaque case est quant à lui logiquement égal vu qu'aucun dysfonctionnement des compteurs de débit n'a été constaté durant l'étude.

Tableau 3.28 : Nombre de données de potentiel matriciel, de teneur en eau et de drainage prises en compte pour l'étape d'optimisation inverse des paramètres hydrodynamiques spécifiques à chaque case lysimétrique.

	Potentiel matriciel	*Teneur en eau*	*Drainage*	*Total*
Case 1 - TEMOIN	3186	1521	707	**5414**
Case 2 - DVB	/	/	707	**707**
Case 3 - BOUE	/	/	707	**707**
Case 4 - TEMOIN	/	2845	707	**3552**
Case 5 - DVB	/	/	707	**707**
Case 6 - BOUE	/	/	707	**707**

Finalement, le nombre et le type des données prises en compte pour la modélisation diffèrent considérablement entre cases et impliquent l'établissement de stratégies d'optimisation distinctes, indiquées sur la Figure 3.45.

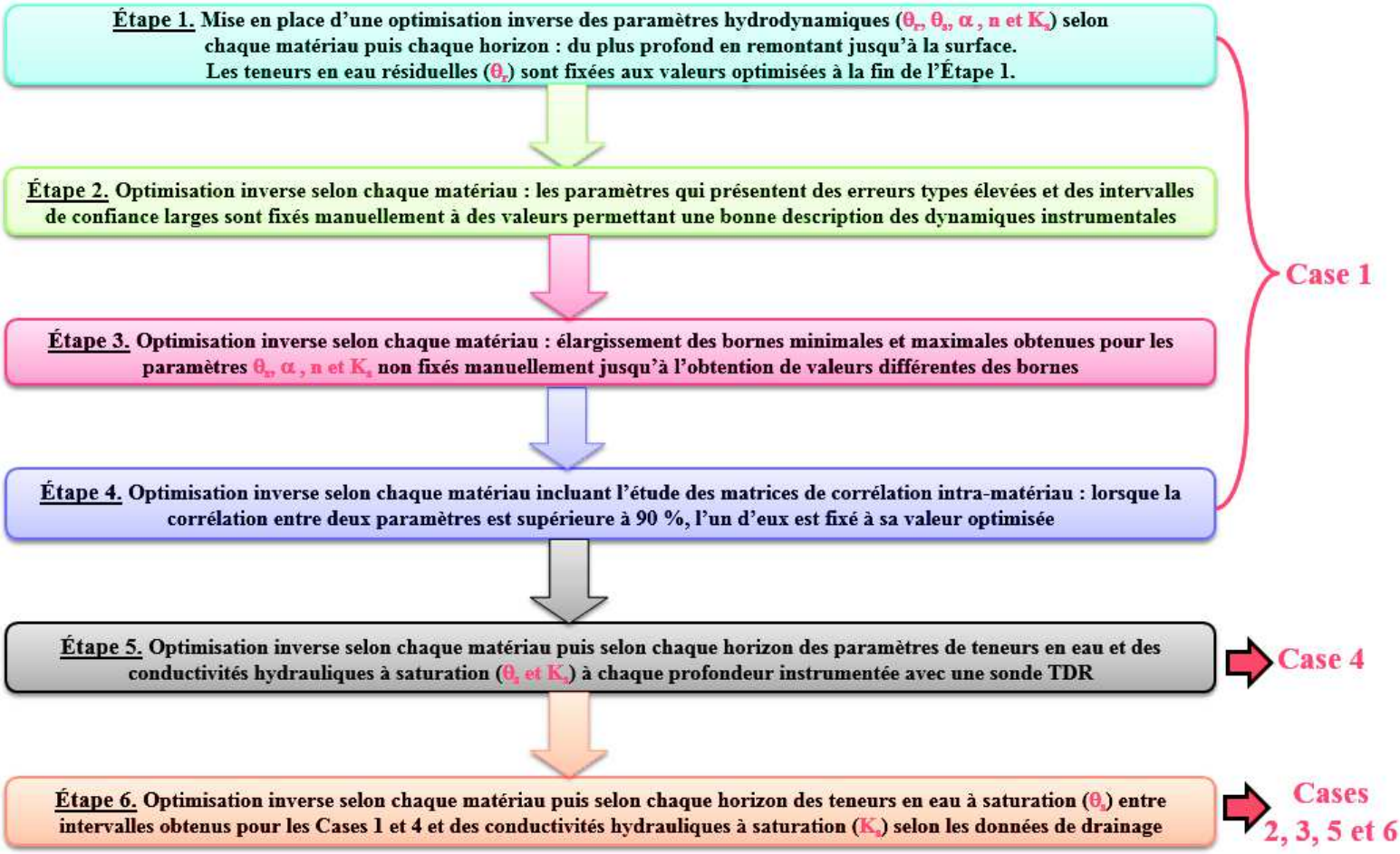


Figure 3.45 : Stratégie de calage par méthode inverse des paramètres hydrodynamiques pour chacune des six cases lysimétriques à l'aide d'HYDRUS-1D.

Ces dernières comprennent l'établissement d'une procédure d'optimisation pour la Case 1 qui se base sur celle mise en place sur les parcelles en sol nu (Figure 3.42). Toutefois, de par un état hydrique constamment proche de la saturation dès 40 cm et caractérisé par les très faibles gammes de variation des potentiels matriciels et des teneurs en eau (§ 3.2.3.1), le calage des paramètres par méthode inverse à partir de cette profondeur a été difficile voire impossible. Il a ainsi souvent été effectué manuellement pour éviter des problèmes dus à la non convergence de la solution numérique. De même, la sensibilité des paramètres du matériau composé uniquement de sables grossiers (M_{6c}) sur les dynamiques instrumentales et de drainage a également été étudiée au travers d'un calage manuel à chaque fin d'étape d'optimisation.

Les paramètres obtenus seront comparés à ceux établis initialement selon les données des parcelles (Tableau 3.27), puis définis comme base de modélisation pour les optimisations effectuées sur la Case 4 (Figure 3.45-Étape 5). En effet, au vu des dynamiques de teneur en eau semblables entre Cases TEMOIN (1 et 4) et caractérisées uniquement par des différences de l'ordre d'un $\Delta\theta_s$ à certaines profondeurs (Figure 3.39) et l'absence de tensiomètres implantés sur le profil de la Case 4, le choix est fait de conserver des paramètres θ_r, α et n identiques à ceux de la Case 1 et de n'optimiser que les teneurs en eau et conductivités hydrauliques à saturation (θ_s et K_s) des matériaux qui comprennent une profondeur instrumentée.

Enfin, les Cases 2, 3, 5 et 6 n'étant pas instrumentées, seul le paramètre K_s des matériaux 1 à 5 a été calé librement selon les données de drainage journalières. Les teneurs en eau à saturation seront également optimisées mais uniquement entre les intervalles établis pour les Cases 1 et 4.

3.2.4.3.B Bilan des paramètres calés pour chaque case lysimétrique

Il peut être noté que, de manière similaire aux modélisations opérées sur les parcelles, le paramètre de connectivité des pores (l) est fixé à une valeur de 0.5. Au terme des optimisations, et selon la procédure employée (Figure 3.45) trente paramètres sont donc calés pour la Case 1 (TEMOIN), soit cinq paramètres (θ_r, θ_s, α, n et K_s) pour chacun des six matériaux qui composent le profil de sol créé dans HYDRUS-1D (Figure 3.7). Ceux-ci mettent en évidence les nombreux paramètres calés manuellement (**en gras** dans le Tableau 3.29), de par l'état hydrique constamment proche de la saturation dès 40 cm de profondeur et qui empêche par conséquent la mise en place de l'optimisation par méthode inverse.

Tableau 3.29 : Paramètres hydrodynamiques calés pour la Case 1-TEMOIN.

Case 1 - TEMOIN		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1c}	0.06190	0.28867	0.01988	1.1944	10.00
LAca	M_{2c}	0.09690	0.28826	**0.20000**	1.0500	1000.00
ASca	M_{3c}	0.10880	0.36635	**0.03500**	1.1000	30.00
Sca	M_{4c}	0.06451	0.38934	0.01200	1.1400	10.00
Sca	M_{5c}	0.05770	0.39605	**0.00900**	1.1500	24.95
/	M_{6c}	**0.01000**	**0.45000**	**0.15000**	**3.0000**	**3000.00**

Tableau 3.30 : Paramètres hydrodynamiques calés pour la Case 4–TEMOIN (en gras).

Case 4 - TEMOIN		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1c}	0.06190	**0.32351**	0.01988	1.1944	**31.16**
LAca	M_{2c}	0.09690	**0.29823**	0.20000	1.0500	**2067.20**
ASca	M_{3c}	0.10880	**0.30670**	0.03500	1.1000	**44.89**
Sca	M_{4c}	0.06451	**0.40703**	0.01200	1.1400	**199.34**
Sca	M_{5c}	0.05770	**0.39926**	0.00900	1.1500	**10.00**
/	M_{6c}	0.01000	0.45000	0.15000	3.0000	3000.00

Finalement, nous constatons que seuls les paramètres α, n et K_s du matériau 2 (M_{2c}) diffèrent sensiblement de ceux des quatre autres matériaux comprenant une profondeur instrumentée. De plus, la quasi-totalité des paramètres θ_s et n optimisés pour les matériaux instrumentés sont inférieurs aux bornes minimales définies dans le Tableau 3.27, des différences étant également visibles pour approximativement la moitié des paramètres α et K_s. À partir des paramètres optimisés pour la Case 1 (TEMOIN), seules les valeurs de θ_s et K_s sont calées pour la Case 4 (TEMOIN), selon les données de teneur en eau de chaque matériau muni d'une sonde TDR ainsi que les drainages journaliers observés. Représentés **en gras** dans le Tableau 3.30, ils diffèrent de ceux de la Case 1 surtout au travers des valeurs de conductivité hydraulique à saturation de M_{2c} et de M_{4c} et celles des teneurs en eau à saturation de M_{1c} et de M_{3c}, ces dernières étant attendues au vu des décalages de $\Delta\theta_s$ mis en avant sur les courbes de rétention en eau établies à 20 et 40 cm (Figure 3.39).

Enfin, l'ensemble des paramètres θ_s et K_s calés pour les Cases 2, 5 (DVB) et 3, 6 (BOUE) à partir de ceux obtenus pour les Cases 1 et 4 et selon les dynamiques de drainage journalières sont reportés en Annexe 3.Y. Nous pouvons noter qu'une grande majorité des teneurs en eau à saturation sont logiquement égales à l'une des valeurs calées sur la Case 1 ou 4, ces dernières définissant en effet les bornes minimales et maximales des modélisations au vu de l'absence d'instruments implantés sur le profil des cases amendées et donc du nombre limité de données disponibles pour le calage des paramètres hydrodynamiques de ces dernières.

3.2.4.3.C Étude de la qualité des simulations

Une fois les paramètres permettant la description de l'hydrodynamique sur les six cases établis, la qualité des simulations (*i*) des données instrumentales pour les Cases 1 et 4 ; (*ii*) des dynamiques journalières de drainage constatées sur les six cases lysimétriques peuvent par conséquent être étudiées au travers des comparaisons entre données observées et simulées.

3.2.4.3.C.i Données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau

Dans un premier temps, les données instrumentales expérimentales sont comparées à celles simulées à l'aide des paramètres initiaux qui, pour rappel, sont définis à partir des moyennes de ceux utilisés pour les simulations effectuées sur les parcelles (Tableau 3.27). Les coefficients d'efficience obtenus (Tableau 3.31) et les comparaisons des courbes de dynamiques instrumentales expérimentales et simulées (Figure 3.46) permettent de conclure que des paramètres établis à partir des analyses au laboratoire de prélèvements de sol effectués sur les parcelles ne permettent pas de décrire les dynamiques instrumentales constatées sur la case lysimétrique.
Les dynamiques simulées à l'aide des paramètres calés par méthode inverse rendent quant à elles mieux compte des dynamiques instrumentales expérimentales bien que les coefficients d'efficience obtenus soit inférieurs à 0.45 à partir de 40 cm et même négatifs concernant les données de potentiel matriciel (Tableau 3.27). Il convient toutefois de préciser que, malgré un calage manuel des paramètres α et n des matériaux 2 à 5 mis en place de sorte à obtenir les coefficients d'efficience les plus élevés possible, l'état hydrique constamment proche de la saturation dès 40 cm complique l'optimisation et ne permet pas une modélisation fidèle des données instrumentales. Ceci est notamment vrai pour les potentiels matriciels dont les faibles variations qui oscillent globalement entre 0 et -80 hPa (Tableau 3.19) peuvent difficilement être simulées précisément.

Tableau 3.31 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée selon les paramètres établis à partir de RetC et après la mise en place de l'ensemble des étapes d'optimisation inverse.

Case 1 - RetC	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_40*	*Sca_60*	*Sca_80*	*Moyenne*
Potentiel matriciel	0.314	0.447	-0.266	-0.718	0.275	**0.010**
Teneur en eau	-11.438	-3.947	-1.675	-11.090	-16.701	**-8.970**
Case 1 - HYDRUS-1D	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_40*	*Sca_60*	*Sca_80*	*Moyenne*
Potentiel matriciel	0.743	0.543	-0.141	-0.931	-0.071	**0.029**
Teneur en eau	0.618	0.406	0.433	0.072	0.053	**0.316**

De façon similaire à l'étude de la qualité des simulations réalisées sur les parcelles après optimisation inverse, les graphiques exprimant les données modélisées avec les paramètres représentés dans le Tableau 3.29 en fonction de celles mesurées expérimentalement à chaque profondeur instrumentée sont également tracées pour les résultats de la Case 1 (Annexe 3.Z). Celles-ci sont difficilement exploitables à partir de 40 cm, de par les gammes de variations très réduites des potentiels matriciels et des teneurs en eau. Nous pouvons néanmoins remarquer que les points sont globalement situés autour de la droite y=x mais présentent des coefficients de détermination très faibles, surtout à 60 et 80 cm ($R^2 \approx 0.1$). Comme sur les parcelles, nous observons une légère surestimation des données expérimentales de teneur en eau et de potentiel matriciel par le modèle pour un état hydrique sec et une sous-estimation pour un état hydrique humide, toutes deux caractérisables surtout

en surface au vu de l'état hydrique saturé dès 40 cm. De plus, et comme cela peut également être observé sur la Figure 3.46 et en Annexe 3.Z, l'assèchement du profil de sol a tendance à être mal modélisé à 20 cm, avec des variations d'état hydrique dont les simulations semblent être plus proches de ce qui est constaté à 40 cm.

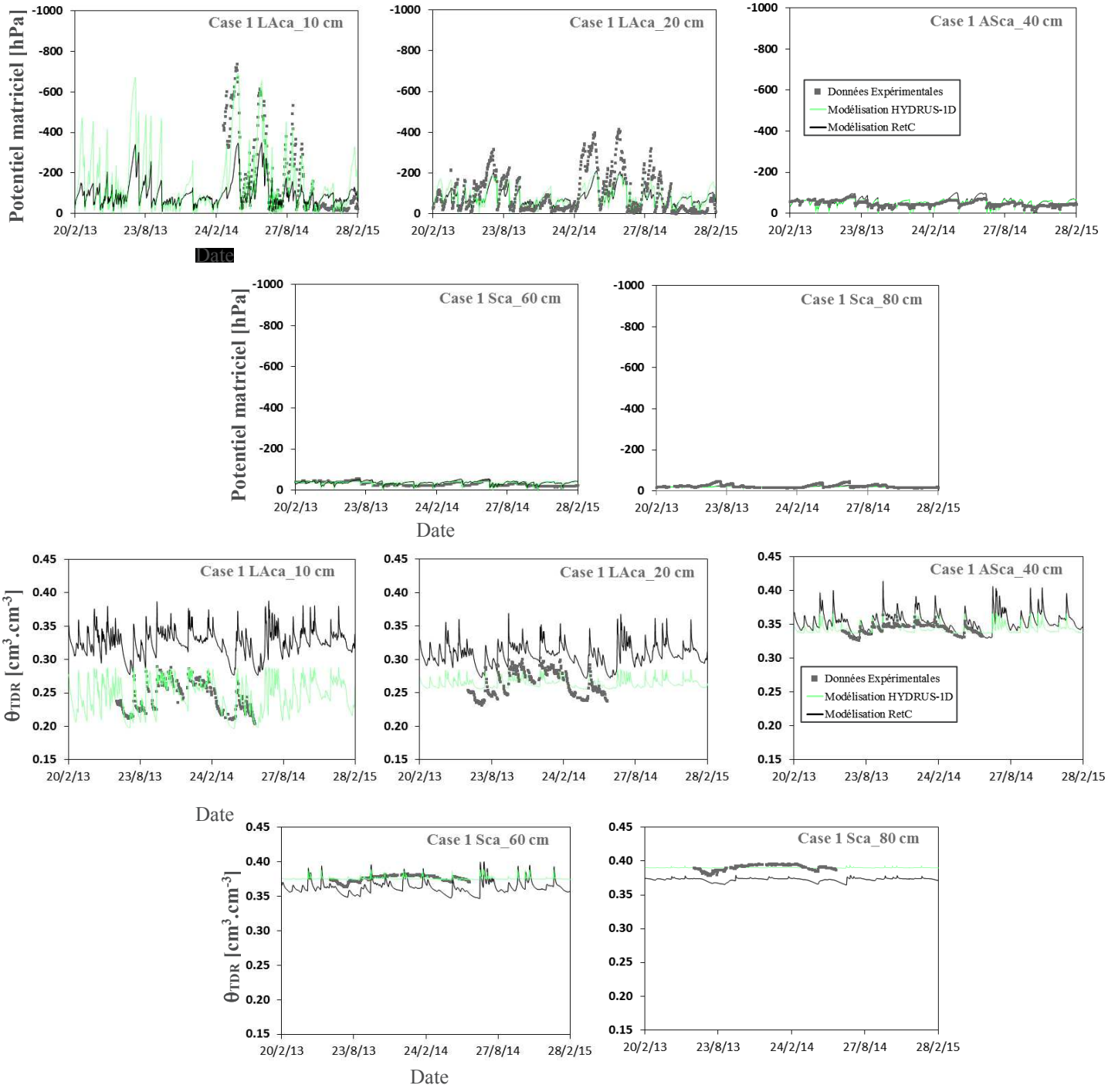


Figure 3.46 : Comparaison des dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau expérimentales obtenues pour la Case 1 avec celles simulées à l'aide des paramètres initiaux (RetC) et avec ceux obtenus après application de la procédure d'optimisation inverse.

La profondeur 20 cm semble en effet représenter un intermédiaire entre variations d'état hydrique proches de ce qui peut être constaté sur les parcelles (10 cm) et l'état quasi-saturé observé dès 40 cm sur les cases. Ces caractéristiques compliquent de ce fait le calage des paramètres hydrodynamiques à cette profondeur, notamment ceux caractérisant la dynamique de rétention en eau (α et n) et des conductivités hydrauliques (K_s), dont les valeurs diffèrent d'ailleurs sensiblement de celles des autres matériaux (Tableau 3.29). Par conséquent,

et semblablement à ce qui avait été constaté pour le tensiomètre à 10 cm (Figure 3.36-B et Figure 3.37), une différence d'enfoncement d'un ou deux cm de l'instrument dans le sol peut avoir des conséquences majeures sur les dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau particulièrement lors des périodes de ressuyage du sol en surface, mettant en avant le fait que le tensiomètre et la sonde TDR à 20 cm ont été implantés un ou deux cm trop proches de la surface.

En outre, la qualité des simulations des dynamiques de teneur en eau observées sur la Case 4 est visible à travers l'étude des courbes instrumentales en Annexe 3.AA, et des relations entre données simulées et expérimentales (Annexe 3.AB) et des coefficients d'efficience (Tableau 3.32). Le calage des teneurs en eau et conductivités hydrauliques à saturation pour chacun des matériaux instrumentés permet une simulation des évolutions de teneur en eau globalement convenables (E > 0). Cependant, les ressuyages à 20 cm ne sont pas toujours bien simulés et les dynamiques à 40, 60 et 80 cm ont également du mal à être fidèlement reproduites, au vu de la gamme de variation très réduite des teneurs en eau à ces profondeurs. Ces observations sont en accord avec celles effectuées pour la Case 1 vu que les paramètres α et n de l'ensemble des matériaux instrumentés et ceux du matériau composé de sables grossiers sont fixés aux mêmes valeurs.

Tableau 3.32 : Coefficients d'efficience calculés à chaque profondeur instrumentée suite à la modélisation des dynamiques de teneur en eau sur la Case 4.

Case 4 - HYDRUS-1D	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_40*	*Sca_60*	*Sca_80*	*Moyenne*
Teneur en eau	0.544	0.408	0.216	0.180	0.093	0.288

3.2.4.3.C.ii Données de drainage

L'optimisation des paramètres hydrodynamiques par méthode inverse prend également en compte les données journalières de drainage expérimental obtenues à l'aide des compteurs de débit. Celles-ci sont comparées aux données simulées par le modèle durant les 739 jours qui composent la période étudiée (20/02/13–28/02/15). Premièrement, nous remarquons que le drainage semble bien mieux simulé avec les paramètres calés par la procédure de modélisation inverse qu'avec ceux considérés initialement (Figure 3.47).

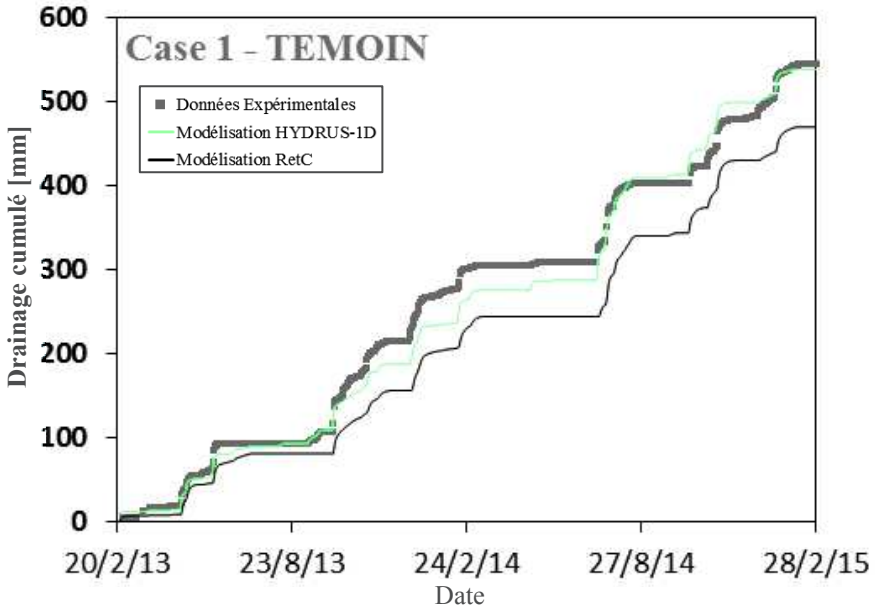


Figure 3.47 : Drainage cumulé expérimental et simulé avec les paramètres initiaux et ceux optimisés constaté sur la Case 1 durant la période modélisée : 20/02/2013–28/02/2015.

Ces observations sont confirmées par des coefficients d'efficience supérieurs constatés entre drainage expérimental et celui simulé avec les paramètres optimisés. Il faut noter que deux valeurs de coefficients d'efficience sont reportées dans le Tableau 3.33 : la première tient compte du calcul de E (Équation 3-25) avec l'ensemble des valeurs de drainage journalier constatées sur la période, tandis que la seconde (dite modifiée) prend en compte une somme des drainages sur deux jours consécutifs lorsque plus de 10 mm drainés sont observés expérimentalement. En effet, il faut rappeler que le modèle HYDRUS-1D considère une fonction cosinus pour décrire les variations de pluviométrie au cours de la journée à partir de la valeur journalière renseignée (Équation 3-21). Cette approximation peut engendrer des différences et des décalages non négligeables sur deux jours consécutifs surtout dans le cas de drainages intensifs liés à des averses dont l'intensité est concentrée durant les premières ou dernières heures de la journée.

Tableau 3.33 : Coefficients d'efficience calculés sur chaque case lysimétrique suite à la modélisation des dynamiques de drainage journalier.

Case	*1 - RetC*	*1 - HYDRUS-1D*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
E - Drainage	0.297	0.593	0.519	0.474	0.465	0.558	0.438
E - Drainage modifié	0.322	0.808	0.852	0.801	0.769	0.782	0.723

Par conséquent, en sommant l'ensemble des drainages supérieurs à 10 mm sur deux jours consécutifs, nous observons effectivement une nette amélioration des coefficients d'efficience obtenus en comparant drainage expérimental journalier et celui simulé avec les paramètres hydrodynamiques calés par méthode inverse. Seul le coefficient d'efficience des drainages modifiés modélisés à l'aide des paramètres RetC évolue peu (+0.03) et reste caractéristique d'une modélisation médiocre de la dynamique du drainage journalier (Tableau 3.33). En effet, les écarts associés aux comparaisons entre drainages cumulés simulés et expérimentaux sont de -13.8 %, soit plus de 75 mm constatés en plus expérimentalement avec les paramètres initiaux contre -1.2 % (6.8 mm) avec ceux optimisés (Tableau 3.34). Ceci vient confirmer les observations effectuées pour l'étude des dynamiques instrumentales à savoir que des paramètres établis à partir d'analyse au laboratoire de prélèvements de sol réalisés sur des parcelles ne permettent pas de décrire de façon satisfaisante les dynamiques instrumentales constatées sur une case lysimétrique. Ces résultats étaient cependant attendus, l'hydrodynamique observée sur les parcelles en sol nu étant également généralement très mal décrite avec des paramètres établis à partir de résultats d'analyse de sol au laboratoire.

Tableau 3.34 : Drainage cumulé expérimental et modélisé au 28/02/2015 et écarts entre drainages expérimentaux et simulés sur chaque case lysimétrique.

Drainage Case	*1 - RetC*	*1 - HYDRUS-1D*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Cumulé expérimental [mm]	545.5	545.5	558.9	550.2	495.8	523.3	522.0
Cumulé modélisé [mm]	470.2	538.7	545.9	544.0	498.7	518.1	517.5
Ecart [%]	-13.8	-1.2	-2.3	-1.1	0.6	-1.0	-0.9

Les résultats de modélisation des drainages constatés expérimentalement en fonction du temps pour chacune des cinq autres cases lysimétriques étudiées sont représentés en Annexe 3.AC. Nous observons que les écarts entre drainage cumulé expérimental et simulé sont tous très faibles et du même ordre de grandeur que ceux établies sur la Case 1, soit comprises entre -2.3 % (-13 mm ; Case 2-DVB) et 0.6 % (+2.8 mm ; Case 4-TEMOIN) (Tableau 3.34). Les coefficients d'efficience observés entre drainages journaliers expérimentaux et simulés sur chacune des cases sont également satisfaisants (Tableau 3.33). Nous remarquons que lorsqu'ils

sont calculés en sommant les drainages de plus de 10 mm sur deux jours consécutifs, ceux-ci gagnent approximativement 0.3 unité et sont compris entre 0.723 (Case 6 – BOUE) et 0.852 (Case 2 – DVB) preuve d'une bonne modélisation des dynamiques de drainages journaliers.

Ces améliorations sont également constatées lors de l'étude des points exprimant les drainages journaliers modélisés en fonction de ceux observés expérimentalement. En effet, les équations de régression représentées sur la Figure 3.48-A pour la Case 1 et en Annexe 3.AC pour les autres cases sont caractérisées par une pente plus proche de 1 et une ordonnée à l'origine plus proche de 0 lorsque les drainages intensifs sont sommés sur deux jours consécutifs (carrés verts). De même, nous remarquons, au travers des coefficients de détermination R^2 plus proche de 1, que la distribution des points est mieux décrite autour de la droite de régression, confirmant de ce fait les erreurs considérables pouvant être engendrées sur les études journalières des dynamiques de drainage intensif suite à la considération d'une valeur de pluviométrie uniquement journalière.

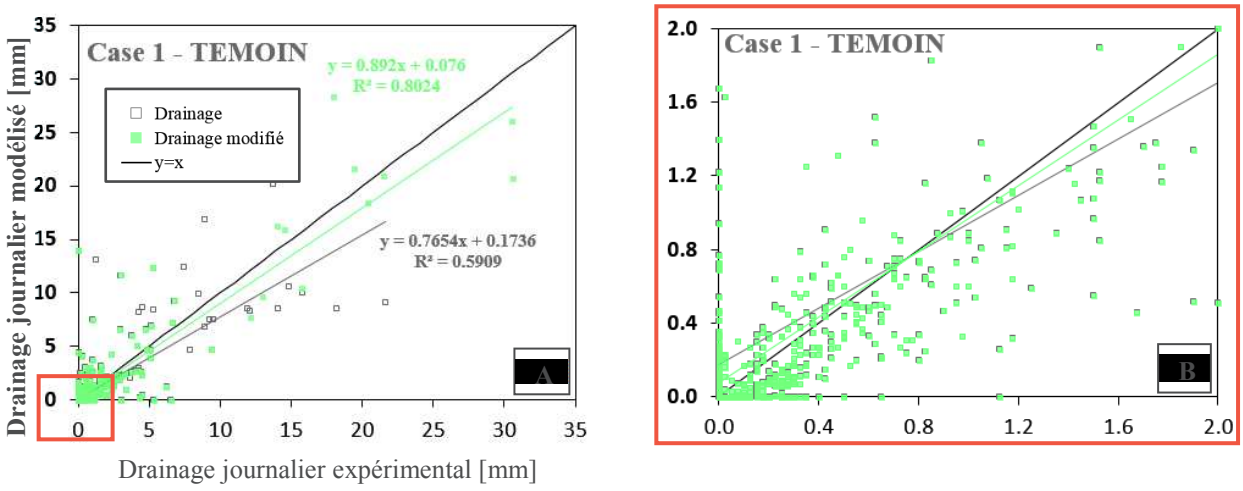


Figure 3.48 : Étude des relations entre drainages journaliers modélisés en fonction de ceux observés expérimentalement.

Toutefois, bien que moins marquées que lorsque les drainages intensifs ne sont pas modifiés, deux tendances peuvent être dégagées pour les dynamiques observées sur les six cases lysimétriques, avec des drainages simulés globalement (*i*) plus faibles que les expérimentaux dans le cas de drainages intensifs (Figure 3.48-A et Annexe 3.AC) ; (*ii*) plus élevés que les expérimentaux durant les périodes où les drainages sont faibles et notamment compris entre 0 et 2 mm (Figure 3.48-B et Annexe 3.AC).

Nous remarquons également que la sous-estimation systématique des drainages durant l'hiver 2013 est compensée par la surestimation observée à l'été 2014 (Figure 3.47). Les imprécisions associées au calcul de l'évaporation réelle (E_s, cf. Annexe 3.A) renseignée en condition à la limite supérieure du modèle pourraient notamment expliquer ces écarts entre drainages expérimentaux et simulés selon la saison

Finalement, les simulations satisfaisantes des drainages constatés expérimentalement sur l'ensemble du dispositif viennent s'ajouter aux descriptions correctes des dynamiques instrumentales sur les cases instrumentées avec les paramètres hydrodynamiques calés sur HYDRUS-1D. La caractérisation satisfaisante de l'hydrodynamique devrait par conséquent permettre de décrire convenablement les flux d'ions bromures en sortie de cases, ces derniers étant étudiés au § 4.2.5.2.

3.2.4.3.D Étude des courbes de rétention en eau et de conductivité hydraulique modélisées

À partir des paramètres hydrodynamiques établis pour les Cases 1 et 4 instrumentées, les courbes de rétention en eau θ(h) et de conductivité hydraulique log K(h) sont respectivement établies selon les relations de van Genuchten (1980) (Équation 3-11) et Mualem (1976) (Équation 3-12). Pour les premières, nous remarquons, de la même façon que sur les parcelles (§ 3.2.4.2.D), que l'allure des courbes de rétention modélisées suit généralement celle obtenue *in situ* sur les gammes de variation des données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau (Figure 3.49). De plus, les décalages de Δθ entre courbes de rétention en eau instrumentales et plus particulièrement à 10, 40 et 60 cm (§ 3.2.3.2) sont également mis en évidence par la modélisation, ceux-ci ayant cependant tendance à diminuer avec l'augmentation des pF.

Enfin, les courbes log K(h) établies à partir des paramètres hydrodynamiques des Cases 1 et 4 sont représentées en Annexe 3.AD. Nous remarquons que l'allure de ces dernières est relativement semblable pour l'ensemble des profondeurs instrumentées bien que quelques décalages soient observés et expliqués principalement par les différences de valeurs des paramètres de conductivités hydrauliques à saturation K_S calés pour les deux cases (Tableau 3.29 et Tableau 3.30).

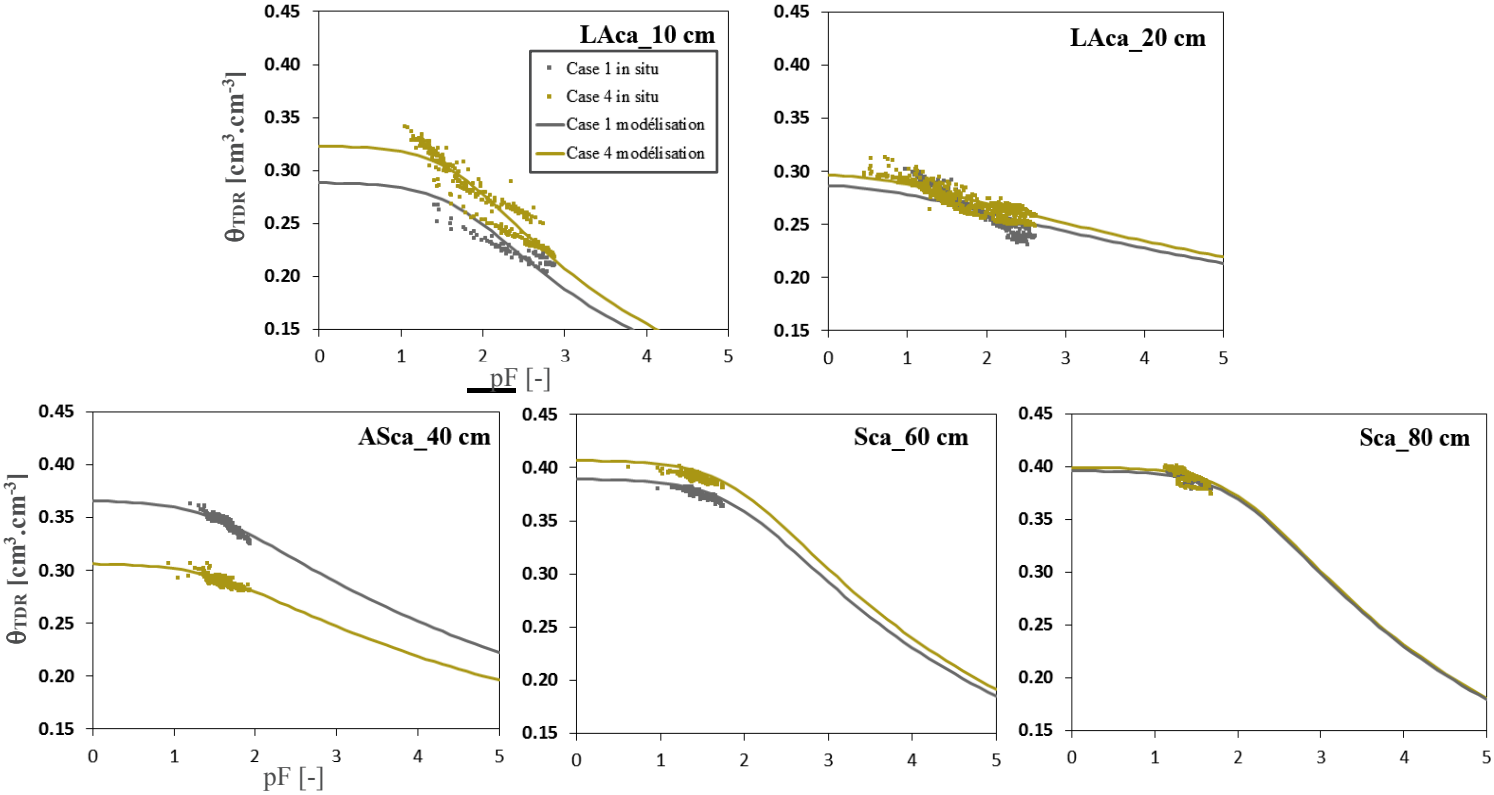


Figure 3.49 : Comparaison des courbes de rétention en eau obtenues avec les paramètres hydrodynamique calés à l'aide d'HYDRUS-1D à celles établies *in situ* pour les Cases 1 et 4.

Finalement, et comme attendu, aucun effet d'apport n'est mis en évidence au travers des modélisations effectuées sur les cases lysimétriques. En effet, les paramètres hydrodynamiques θ_r, θ_s, α et n des cases amendées ont été établis à partir des données des Cases 1 et 4 (TEMOIN) non soumises à des épandages de PRO. De plus, les études des données de drainage entre les cases n'ont pas permis de dégager une influence des apports de PRO sur une potentielle rétention en eau plus élevée dans l'horizon de surface de cases lysimétriques amendées, ces derniers n'ayant cependant été effectués qu'à trois reprises depuis 2009.

Conclusion

I Suite à l'instrumentation de trois parcelles en sol nu fin 2012 et aux prélèvements de nombreux échantillons au niveau des profondeurs instrumentées selon la méthode des cylindres, aucun effet des apports de PRO effectués au rythme biennal depuis 2001 ne peut être mis en évidence sur les propriétés physiques du sol. En effet, après exploitation des résultats d'analyse au laboratoire la rétention en eau de l'horizon de surface des parcelles amendées ne diffère pas significativement de celle de la parcelle TEMOIN, bien que l'horizon travaillé (LAca) et de subsurface (ASca) présentent généralement des teneurs en eau supérieures aux horizons sous-jacents sur la gamme de pressions appliquées. L'influence des épandages de PRO sur les valeurs de masse volumique apparente de l'horizon labouré semble masquée par les effets du travail du sol et des passages de machines agricoles sur les variations de structure et de porosité du sol. Un effet significatif du labour sur les masses volumiques apparentes de l'horizon travaillé a d'ailleurs été souligné au travers des études réalisées avec des cylindres de différents volumes, avec une diminution de la masse volumique apparente et une augmentation de son écart-type associé durant les semaines suivant le travail du sol. Enfin, les conductivités hydrauliques à saturation n'ont été étudiées que suite à trois prélèvements réalisés à chacune des huit profondeurs instrumentées sur la parcelle TEMOIN et après suppression des données jugées suspectes. Malgré la variabilité spatiale importante associée à ce paramètre, les résultats des tests statistiques soulignent des différences hautement significatives entre K_s des répétitions opérées dans l'horizon de surface LAca soumis à un travail du sol et dans l'horizon SCca-2 dont la composition texturale est variable, de par la proximité de l'horizon sablo-caillouteux IIDcx.

II Les effets des apports de PRO mis en place depuis 2001 à hauteur de la dose réglementaire (170 kg $N.ha^{-1}$) sont nettement plus visibles sur les propriétés chimiques du sol et notamment sur les principaux paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol comme les valeurs de pH, la CEC et les teneurs en éléments majeurs (C et N) et principaux macroéléments (K et Mg) du sol. Un impact positif des PRO est en effet fréquemment établi sur les valeurs retrouvées pour ces paramètres dans l'horizon de surface, ce dernier étant constamment plus marqué et souvent statistiquement significatif pour le PRO DVB. Ceci est dû au fait que l'apport d'un PRO dont la MO est stable impacte durablement les propriétés physico-chimiques du sol à long terme et contribue à l'enrichissement du stock de MO humifiée du sol, contrairement à un PRO dont la MO est peu stable (BOUE). Enfin, et même si quelques différences entre parcelles amendées et TEMOIN sont encore visibles dans l'horizon de subsurface et plus particulièrement jusque 50 cm, aucun effet significatif des apports de PRO sur les paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol n'a pu être établi sous l'horizon travaillé.

III Un travail chronophage d'entretien du matériel de suivi hydrique et d'acquisition et d'exploitation des données de potentiel matriciel et de teneur en eau fournies respectivement par les tensiomètres et les sondes TDR implantées sur le profil des trois parcelles en sol nu instrumentées fin 2012 a été entrepris.

Nous avons pu remarquer que les tensiomètres T4e sont finalement assez peu robustes, une majorité des sondes implantées dans le sol lors de l'étape d'instrumentation fin 2012 ne permettant plus l'acquisition de données début 2015. Pour des raisons principalement budgétaires, seuls les tensiomètres mis en place depuis la surface dans l'horizon travaillé (10 et 20 cm) et à 165 cm ont été remplacés, cette dernière profondeur constituant la condition à la limite inférieure du modèle établi à l'aide d'HYDRUS-1D. Ces nombreux dysfonctionnements remettent ainsi en cause le fait d'avoir initialement enterré le matériel de suivi, car y avoir accès aurait permis de réparer ou remplacer plus aisément l'instrument et/ou son câble électrique endommagé. Contrairement aux tensiomètres, la quasi-totalité des sondes TDR CS605 sont encore fonctionnelles début 2015, soulignant la bonne fiabilité du matériel de mesure des teneurs en eau dans le sol. Toutefois, un bruit sur le signal plus ou moins présent selon les périodes et des sauts aléatoires observés sur les données de teneur en eau acquises après un épisode pluvieux important ou suite à l'enlèvement et la remise en place des capteurs subséquemment au travail du sol nous ont contraints à réaliser une correction des données fournies par les sondes TDR. Celle-ci est effectuée au travers de onze suivis gravimétriques opérés entre septembre 2013 et février 2015 et ayant permis l'étalonnage des teneurs en eau des profondeurs instrumentées (*i*) sous l'horizon de surface selon une droite d'équation de type y= ax+b ; (*ii*) dans l'horizon de surface par l'application de coefficients $\frac{\theta_{Réelle}}{\theta_{TDR}}$ selon les périodes. Enfin, l'établissement des courbes de rétention en eau à partir des données de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée permet de souligner (*i*) la surestimation de la rétention en eau observée *in situ* par des analyses effectuées au laboratoire ; (*ii*) la rétention en eau caractéristique de chaque profondeur instrumentée et donc l'importance lié au fait de subdiviser le profil de sol en autant de matériaux dans le cadre des modélisations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D ; (*iii*) que les propriétés de rétention en eau de l'horizon de surface diffèrent à une même profondeur instrumentée, selon les dates d'enlèvements et de remises en place des sondes, avec des écarts de teneur en eau à un même pF qui peuvent être supérieurs à 0.1 $cm^3.cm^{-3}$ et des effets d'apport par conséquent très difficilement caractérisable.

| IV | Dans le cadre de la modélisation des transferts d'eau dans les profils de sol instrumentés, une première estimation des paramètres des équations de Mualem-van Genuchten (θ_r, θ_s, α, n et K_s) a été obtenue à partir de prédictions réalisées sur le modèle Rosetta. Celles-ci ont été effectuées à l'aide de fonctions de pédotransfert qui nécessitent des informations concernant la composition granulométrique et la masse volumique apparente des différents matériaux qui composent le profil de sol ainsi que les données de rétention en eau du sol à certains pF. Ces paramètres constituent la base des optimisations réalisées par méthode inverse sur RetC à partir de l'ensemble des données de rétention en eau obtenues au laboratoire pour les trois prélèvements effectués à chaque profondeur instrumentée. Les paramètres ainsi que les bornes minimales et maximales établies à l'aide de RetC pour chaque matériau du profil de sol instrumenté des trois parcelles ont constitué la base des simulations mises en place avec HYDRUS-1D, de même que les conductivités hydrauliques à saturation obtenues après analyses au laboratoire. Finalement, l'optimisation des paramètres hydrodynamiques (θ_r, θ_s, α, n et K_s) propres à chacun des huit matériaux qui composent le profil de sol crée sur HYDRUS-1D a été réalisée pour chaque parcelle selon une méthode inverse, à partir des données journalières de potentiel matriciel et de teneur en eau acquises à chaque profondeur instrumentée. Nous

constatons que les dynamiques instrumentales observées *in situ* ne peuvent être convenablement décrites à partir de paramètres hydrodynamiques établis en se basant uniquement sur des résultats d'analyses effectuées au laboratoire. Ils constituent néanmoins une information initiale importante vu que la prise en compte des paramètres moyens et bornes établis à l'aide de RetC et des K_s obtenues au laboratoire a au final permis l'obtention de simulations satisfaisantes des dynamiques instrumentales au terme des étapes d'optimisation inverse mises en place à l'aide d' HYDRUS-1D. Nous remarquons cependant une légère surestimation des données expérimentales de teneur en eau et de potentiel matriciel par le modèle pour un état hydrique sec et une sous-estimation pour un état hydrique humide. De plus, au vu de la variabilité de structure et de porosité inhérentes à un horizon travaillé ainsi que les nombreux problèmes rencontrés avec des sondes y étant implantées, les coefficients d'efficience entre données expérimentales et simulées sont logiquement moins élevés pour les profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface que ceux des profondeurs sous-jacentes. L'allure des courbes de rétention en eau modélisées suit bien celle des courbes θ(h) établies *in situ*, venant de ce fait confirmer les surestimations des teneurs en eau réelles par des mesures réalisées au laboratoire. En outre, la nécessité de discrétiser le profil de sol en autant de matériaux que de profondeurs instrumentées, pour permettre une étude optimale de l'hydrodynamique sur un profil de sol donné, est également à nouveau soulignée à travers une rétention en eau qui peut sensiblement différer entre matériaux appartenant à un même horizon. Enfin, les courbes θ(h) modélisées permettent de distinguer une rétention en eau plus importante de l'horizon de surface des parcelles amendées par rapport à celui de la parcelle non concernée par des apports de PRO, notamment à 20 cm où les écarts de teneur en eau atteignent jusque 0.09 $cm^3.cm^{-3}$ à un pF donné.

IV Reconstituées fin 1983 à partir de sol issu de l'essai en place à l'époque, seules les deux cases lysimétriques TEMOIN (1 et 4) sont instrumentées avec du matériel de suivi hydrique. Contrairement aux parcelles en sol nu, la non-nécessité de corriger les teneurs en eau fournies par les sondes TDR est justifiée par l'absence de sauts suspects des données, le travail du sol ne nécessitant ni enlèvement ni remise en place des instruments, et par l'observation de dynamiques cohérentes en fonction des conditions climatiques et par rapport à celles constatées en 2001 à l'aide de sondages neutroniques. L'exploitation des données instrumentales permet la mise en évidence d'un état hydrique constamment proche de la saturation à partir de 40 cm de profondeur, cause d'un régime hydrique perturbé par la présence de parois et le retour à pression atmosphérique à la base du lysimètre qui engendre une rupture de capillarité, si bien que seules les profondeurs instrumentées en surface (10 et 20 cm) semblent réellement influencées par l'alternance pluie/évaporation. La mise en place de compteurs de débit à partir du 25/03/2013 permet de souligner un fonctionnement hydrique similaire des cases lysimétriques selon un même alignement est-ouest (1-2-3 ; 4-5-6), ces dernières ayant donc vraisemblablement été reconstituées trois par trois et non simultanément. De plus, l'étude des drainages sur approximativement deux ans permet la mise en évidence d'un écart maximal de 10 % entre les cumuls constatés pour les cases concernées par un même apport et l'absence d'effet des apports de PRO sur la dynamique de drainage, bien que ceux-ci puissent être masqués par le fait que les Cases TEMOIN soient instrumentées. Concernant l'étape de modélisation, le choix a été fait de définir les paramètres et les intervalles initiaux de chaque matériau comprenant une profondeur instrumentée à partir de ceux établis sur

RetC pour chaque matériau des parcelles en sol nu et de prendre en compte les valeurs de K_s obtenues à partir des analyses effectuées au laboratoire aux profondeurs instrumentées sur le profil de la parcelle TEMOIN. Les paramètres hydrodynamiques propres à chaque matériau de la Case 1 sont optimisés par méthode inverse, à partir des données expérimentales journalières de potentiel matriciel, de teneur en eau et de drainage, puis définis comme base pour le calage des paramètres θ_s et K_s effectués sur la Case 4 également instrumentée. Enfin, les Cases 2, 3, 5 et 6 n'étant pas instrumentées, seul le paramètre K_s a été calé librement selon les données de drainage.

Les données modélisées à l'aide des paramètres calés par méthode inverse rendent finalement bien compte des dynamiques instrumentales observées expérimentalement, bien que les faibles variations annuelles de potentiel matriciel et de teneur en eau observées à partir de 40 cm ne puissent être simulées convenablement. Les écarts entre les drainages cumulés expérimentaux et simulés sur chaque case sont très faibles, bien que ces derniers sous-estiment légèrement les observations dans le cas de drainages intensifs et inversement en période de drainages faibles. L'allure des courbes de rétention en eau modélisées suit généralement celle obtenue *in situ* sur les gammes de variation des données instrumentales de potentiel matriciel et de teneur en eau. Enfin, aucun effet d'apport n'est mis en évidence au travers des modélisations effectuées sur les cases lysimétriques, sans doute parce que les épandages de PRO sont effectués depuis 2009 et que les paramètres hydrodynamiques θ_r, θ_s, α et n des cases amendées ont été établis à partir de données issues des Cases TEMOIN.

CHAPITRE 4.

4 ÉTUDE DU TRANSPORT DES IONS BROMURES EN SOL NU SUITE À DES APPORTS DE PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES

Au travers de leur valeur agronomique, les apports répétés de produits résiduaires organiques sont susceptibles de modifier les propriétés physico-chimiques des sols agricoles amendés et par conséquent la dynamique hydrique du sol, et ce, principalement dans l'horizon de surface où les effets des épandages sont logiquement plus marqués. Ceux-ci ont été étudiés dans le chapitre précédent (*i*) suite à l'instrumentation de trois parcelles en sol nu avec du matériel de suivi hydrique fin 2012 et aux prélèvements de nombreux échantillons destinés à la caractérisation physico-chimique du sol ; (*ii*) à l'aide d'un dispositif de six cases lysimétriques, en place depuis fin 1983, et dont les deux Cases TEMOIN (1 et 4) sont instrumentées. Néanmoins, le volume limité de sol étudié à travers l'implantation d'un seul tensiomètre et d'une unique sonde TDR à chaque profondeur instrumentée ou par le prélèvement d'échantillons selon la méthode des cylindres n'intègrent pas nécessairement les effets des écoulements préférentiels, ou ceux de facteurs externes comme le travail du sol, sur les flux hydriques à l'échelle de la parcelle.

De ce fait, le recours au traçage de l'eau est conventionnellement mis en place pour étudier les transferts de solutés dans le sol (Chalhoub et al., 2013 ; Schwen et al., 2014). Bien que le seul traceur défini comme réellement parfait dans l'eau soit le tritium (Olivier, 2015), des anions comme le bromure (Br^-), le chlorure

(Cl^-) ou l'iodure (I^-) sont souvent considérés inertes et conservatifs dans le sol (Levy et Chambers, 1987 ; Wang et Zhang, 2011 ; Wöhling et al., 2012) et sont donc censés se comporter comme l'eau et ne pas avoir d'interaction, ou alors très peu, avec la phase solide. Le traçage à l'aide du bromure, qui n'est pas présent naturellement dans le sol, est couramment utilisé en science du sol, que ce soit lors d'études *in situ* sur des parcelles (Bronswijk et al., 1995 ; Öhrström et al., 2004) ou des cases lysimétriques (Prasuhn et al., 2015; Schmidt et Lin, 2007) ou encore *ex situ* sur des colonnes de sol (Pot et al., 2011). De plus, étant donné sa grande solubilité dans l'eau, son petit poids moléculaire et sa faible réactivité, le bromure est fréquemment employé en tant que traceur pour l'obtention d'informations quant à la lixiviation des nitrates observée sur des sols agricoles (Chalhoub et al., 2013 ; Kelly et Pomes, 1998 ; Kessavalou et al., 1996).

Par conséquent, et suite à de nombreux tests de caractérisation et d'estimation, les bromures seront apportés sur chaque parcelle et case lysimétrique à une dose ciblée établie à hauteur de 50 $g.m^{-2}$ et ce juste avant l'épandage de PRO, puis enfouis dans l'horizon de surface par un travail du sol opéré dans la foulée.
Le suivi du transport des solutés sera assuré durant approximativement deux ans, à l'aide de campagnes de prélèvement (*i*) de sol sur les parcelles en sol nu, réalisées avec un préleveur de sol motorisé et manuellement à la tarière, et qui vont permettre l'étude des bilans de masse mais également celle de la profondeur moyenne des ions bromures et de l'étalement du profil de concentration, à partir de calages à l'aide de CXTFIT effectués par méthode inverse selon les résultats expérimentaux ; (*ii*) d'eau de drainage sur les cases lysimétriques, au travers de 127 dates d'échantillonnage permettant l'examen détaillé des concentrations et des flux en ions bromures retrouvés en sortie de cases.
Enfin, dans la continuité des travaux réalisés dans le chapitre précédent, les paramètres hydrodynamiques optimisés pour les matériaux de chaque parcelle et chaque case lysimétrique seront utilisés pour modéliser le transport des ions bromures à l'aide d'HYDRUS-1D et déterminer les dispersivités propres à chaque horizon des profils de sol.

Matériels et méthodes

4.1.1 Caractéristique de l'apport des bromures

4.1.1.1 Localisation de l'apport

L'apport des ions bromures est effectué sur la totalité de la surface propre au dispositif étudié, soit 90 m^2 sur chaque parcelle et 4 m^2 sur chaque case lysimétrique. Cela permet notamment la mise en place de campagnes de prélèvements de terre sur la totalité de la surface des parcelles, en évitant soigneusement les échantillonnages à proximité (*i*) des bordures, ces dernières étant *a priori* sujettes à des hétérogénéités d'apport supérieures aux autres parties des parcelles ; (*ii*) des zones instrumentées, où leur mise en place risque de favoriser les écoulements préférentiels le long du profil ou encore d'endommager certains capteurs.
En l'absence de prélèvement de sol sur les cases lysimétriques, le suivi de la dynamique des ions bromures est assuré par des prélèvements d'échantillons d'eau de drainage détaillés au § 4.1.5.1.

4.1.1.2 Méthode d'apport et dose ciblée

Un sel de bromure de potassium (KBr) spécialement conçu pour l'analyse (Acros Organics-Fischer Scientific) est utilisé pour l'épandage. L'objectif d'apport est fixé à 50 $g.m^{-2}$ et correspond à une pulvérisation théorique de 4 $L.m^{-2}$ d'une solution concentrée en ions bromures à hauteur de 12.5 $g.L^{-1}$. Cela représente en effet un équilibre entre (*i*) une quantité permettant d'éviter un impact significatif sur le comportement de la biomasse microbienne du sol à moyen/long terme ; (*ii*) une lame d'eau suffisamment faible pour éviter un phénomène de flaquage et donc un sol détrempé au moment de la mise en place du labour ; (*iii*) une dose assez élevée pour permettre une quantification suffisante dans les échantillons de sol avec la méthode analytique à disposition (§ 4.1.5.2), permettant de ce fait l'étude d'une dynamique pluriannuelle.

L'épandage des bromures sur les parcelles est effectué à l'aide d'un pulvérisateur de l'unité expérimentale dont la cuve peut contenir jusqu'à 1000 L de solution. Ce dernier est muni de deux rampes de 9 m chacune (Image 4.1). L'utilisation d'une seule rampe et de ses 18 buses est par conséquent suffisante pour apporter les ions bromures sur la totalité des 9 m qui définissent la largeur de chaque parcelle.



Image 4.1 : Pulvérisateur destiné à apporter les ions bromures sur les parcelles en sol nu.

Comme précisé au § 2.5.1, les cases lysimétriques disposent d'une double rampe d'irrigation mobile sur rail d'une longueur de 2 m chacune et composée de 5 buses en céramiques chacune. Celle-ci permettra l'apport des ions bromures sur chacune des six cases.

En outre, un schéma de type aller-retour (marche avant / marche arrière) est mis en place pour l'apport. Logique sur les cases au vu de l'utilisation de la rampe d'irrigation, il s'impose également pour les parcelles. En effet, les travaux liés à l'instrumentation des profils de sol ont rendu impraticable la zone qui aurait permis de contourner chaque parcelle (Figure 4.1) et d'éviter les hétérogénéités d'apport liées aux différences de débits constatées d'un bout à l'autre de la rampe de pulvérisation, ces dernières étant discutées au § 4.2.2). Enfin, comme précédemment évoqué, l'apport est réalisé sur les deux dispositifs quelques jours avant l'épandage des PRO, les bromures étant incorporés dans la couche de mélange au moment (*i*) du labour sur les parcelles ; (*ii*) du passage d'un petit motoculteur sur les cases lysimétriques.

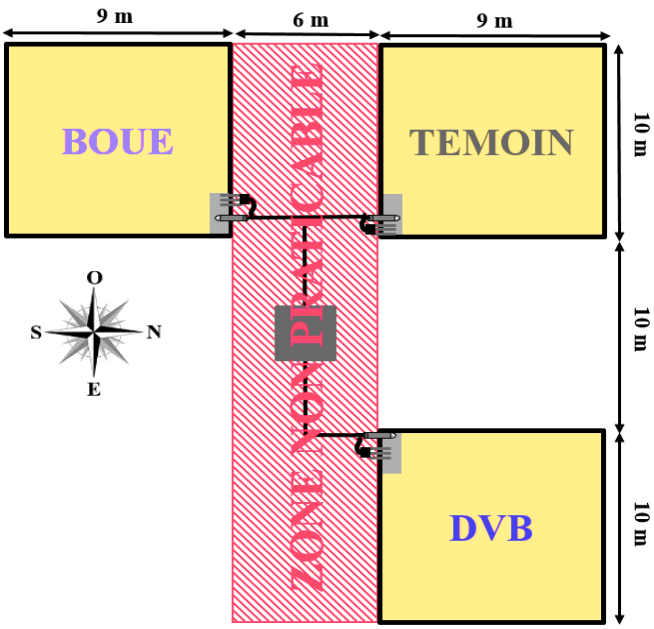


Figure 4.1 Mise en évidence de la zone rendue non praticable suite à l'instrumentation des parcelles en sol nu.

4.1.2 Description des tests mis en place avant l'apport

Préalablement à l'apport, une série de tests communs aux deux systèmes étudiés ont été effectués dans l'objectif d'estimer les lames d'eau réellement apportées pour un nombre entier de passages donnés et d'en déduire les quantités de sel KBr à peser pour les volumes d'eaux pulvérisés, afin d'apporter la quantité d'ions Br^- visée (50 $g.m^{-2}$). L'ensemble des tests réalisés ainsi que les résultats obtenus sont détaillés en Annexe 4.A.

4.1.3 Déroulement de l'apport des ions bromures

4.1.3.1 Sur les parcelles

Les schémas relatifs à l'apport des ions bromures réalisé sur les trois parcelles d'intérêt le 18/02/2013, sont représentés sur la Figure 4.2 et l'Image 4.2. Douze bassines sont disposées sur chaque parcelle dans le but d'estimer et de comparer les lames d'eau apportées (*TEST_A*). Une même lettre désigne une position similaire selon la longueur de la parcelle tandis qu'un même chiffre indique un positionnement identique selon la largeur. Par exemple, la lettre A et le chiffre 1 caractérisent les bassines les plus proches du pulvérisateur au départ de la manipulation.



Image 4.2 : Apport des ions bromures sur la parcelle TEMOIN.

De plus, au cours de l'apport, des prélèvements d'eau sont également effectués hors des zones d'apport pour déterminer les concentrations en ions bromures dans l'eau pulvérisée à différents instants de la manipulation. Opérés entre chaque aller-retour, ces derniers fourniront des informations pour chaque passage effectué et, associés aux déterminations des lames d'eau, vont par conséquent permettre une estimation précise des quantités d'ions bromures expérimentalement épandues sur chaque parcelle (Image 4.3).



Image 4.3 : Prélèvement d'eau pour analyse des concentrations en Br^- à différents moments de l'apport.

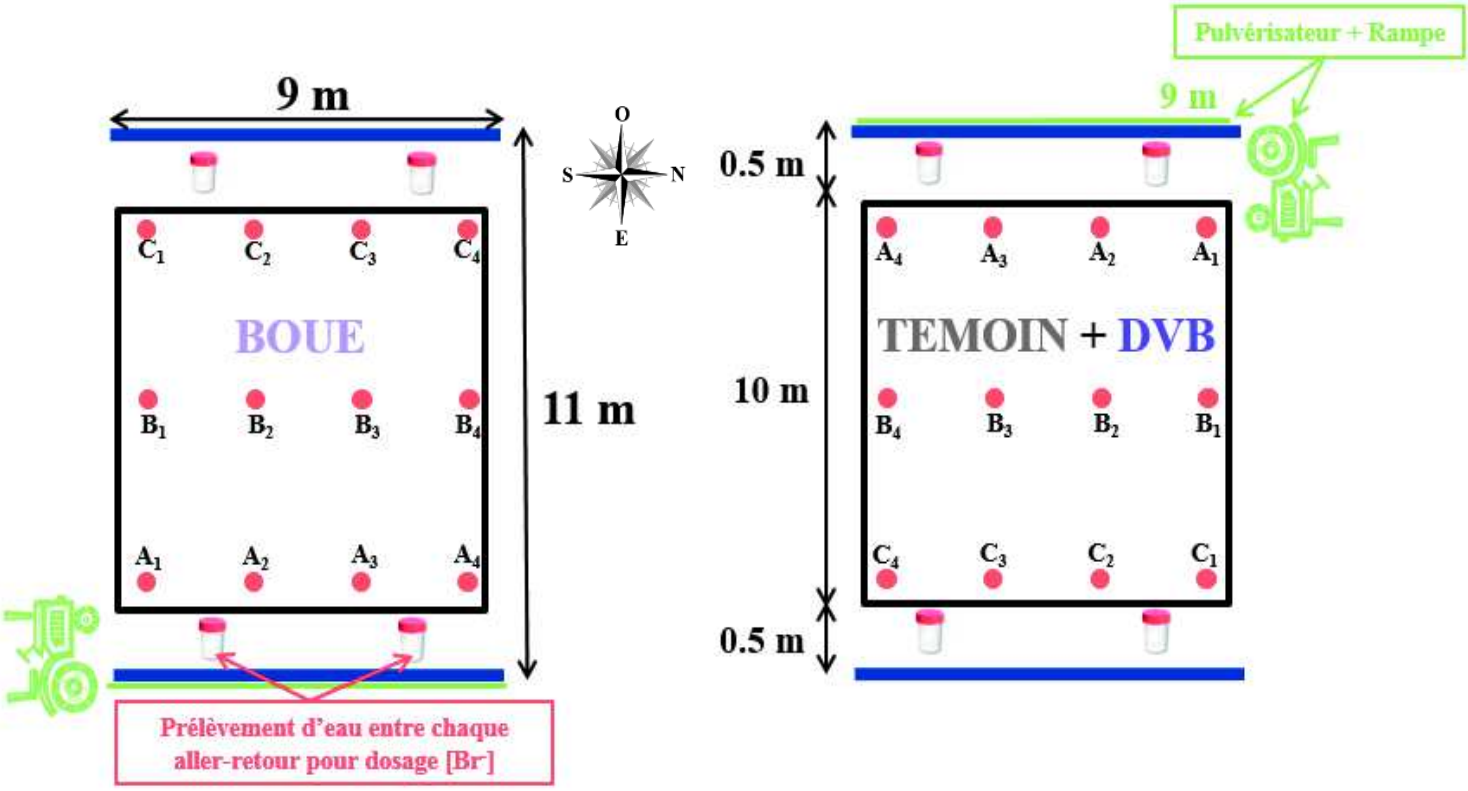


Figure 4.2 : Schéma de l'apport des ions bromures effectués sur les trois parcelles en sol nu le 18/02/2013 (vue du dessus).

Une fois l'apport effectué sur les parcelles, l'épandage des PRO est mis en place le 21/02/2013, soit trois jours plus tard notamment pour permettre le ressuyage du sol sur les premiers cm de l'horizon de surface et limiter les hétérogénéités supplémentaires liées à la manipulation, cette dernière imposant de marcher sur les parcelles. De plus, celles engendrées par un labour effectué avec une charrue à versoir tractée le 22/02/2013 sont par conséquent également minimisées par l'état relativement peu humide du sol sur les premiers cm (Image 4.4), évitant à la terre de coller sous les roues du tracteur. Finalement, un test visant à évaluer l'hétérogénéité de l'apport et caractériser la présence de bromures sous l'horizon labouré (« *TEST_H* ») est réalisé le 27/02/2013, soit neuf jours après ce dernier et cinq jours après le travail du sol. Le mode opératoire décrivant la mise en place de ce test ainsi que les résultats associés sont détaillés en Annexe 4.B.



Image 4.4 : État du sol au cours du labour opéré le 22/02/2013.

4.1.3.2 Sur les cases lysimétriques



Image 4.5 : Apport des ions bromures sur les cases lysimétriques.

Le schéma de l'apport effectué le 20/02/2013 sur les six cases lysimétriques est représenté sur la Figure 4.3. La Rampe 1 apportera les bromures sur les Cases 1, 2 et 3 situées le plus au sud et la Rampe 2 sur les trois autres (4, 5 et 6). Dans le cadre de l'estimation des doses apportées (*TEST_A*), les mêmes études que celles mises en place sur les parcelles vont être effectuées sur chacune des six cases lysimétriques avec (*i*) la détermination des lames d'eau à travers la disposition de bassines avant et après chaque case ; (*ii*) les analyses des concentrations en bromures retrouvées dans l'eau à différents instants de l'apport et l'estimation des quantités totales apportées (Figure 4.3 et Image 4.5). Les six premières bassines (A_1 à B_2), caractérisent l'apport sur les Cases 1, 2 et 3 tandis que les six autres (B_3 à C_4) permettent l'étude sur les Cases 4, 5 et 6. En définitive, la lame d'eau apportée sur chaque case va être déterminée par l'analyse des volumes d'eaux retrouvés dans les deux bassines qui l'encadre. Nous pouvons finalement remarquer que l'apport est effectué sur une longueur de 11 m pour chaque passage, celle-ci étant commune aux parcelles et au dispositif des six cases lysimétriques, car elle permet, comme mis en évidence sur les schémas respectifs (Figure 4.2 et Figure 4.3), d'épandre les ions sur une longueur supérieure à celle théoriquement nécessaire dans le but de diminuer le risque d'effets de bord selon la longueur. Les effets de bord sur la largeur seront quant à eux limités par le jet des buses permettant la pulvérisation, ce dernier couvrant approximativement 10 m sur les parcelles et 2.2 m sur les cases.

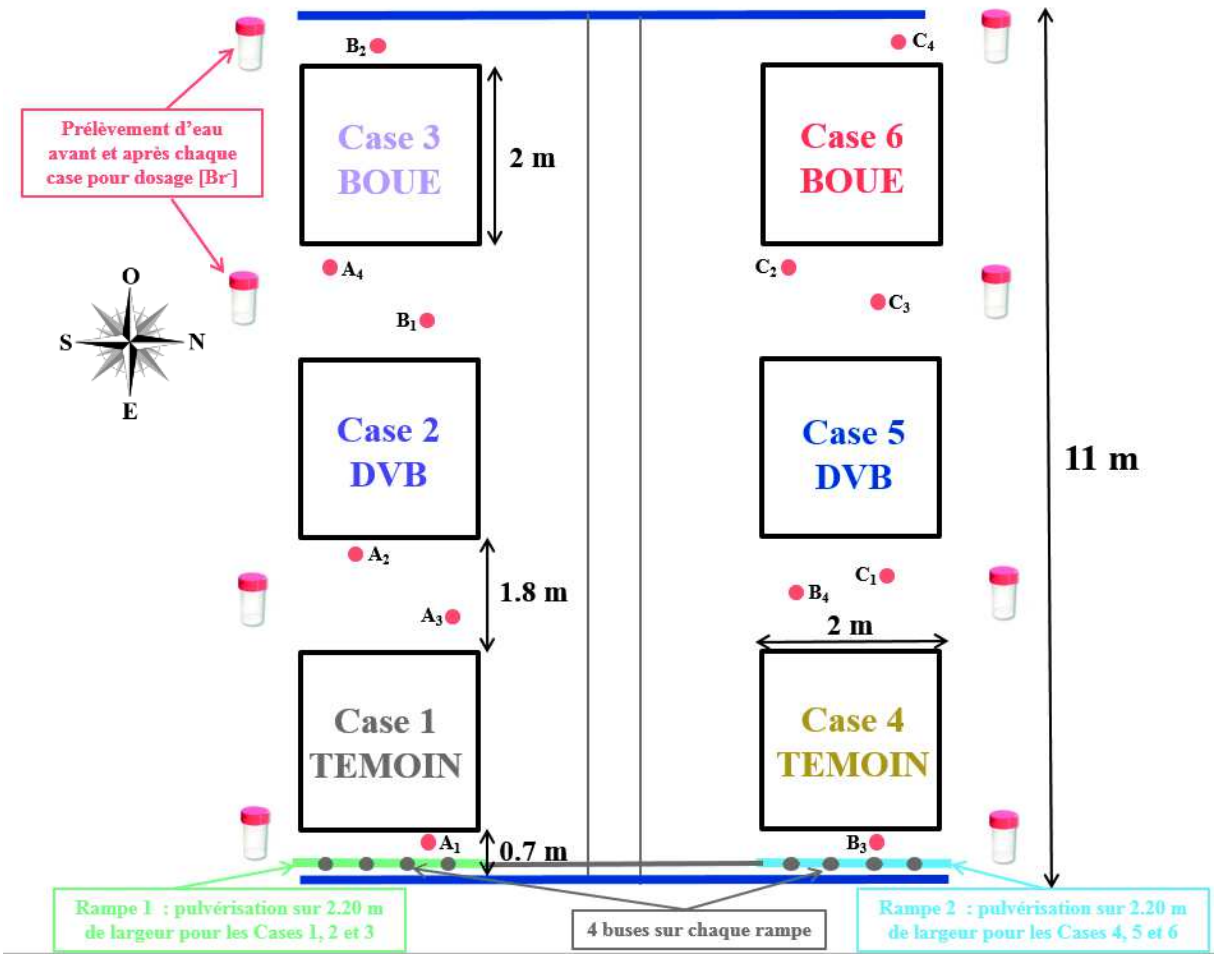


Figure 4.3 : Schéma de l'apport des ions bromures effectué sur les six cases lysimétriques le 20/02/2013 (vue du dessus).

4.1.4 Échantillonnages liés au suivi de la dynamique des ions bromures

Le suivi du transport des solutés inertes et conservatifs apportés sur les trois parcelles et six cases lysimétriques en sol nu fin février 2013 est assuré par la mise en place respective de campagnes de prélèvements de sol et d'eau dont le protocole va maintenant être décrit.

4.1.4.1 Sur les parcelles

Sur les parcelles en sol nu, le transport des bromures est étudié au travers de quatre campagnes de suivi mises en place entre 112 et 699 jours après le labour (22/02/2013), ce dernier ayant permis l'enfouissement des PRO épandus et des quantités de bromure apportées dans l'horizon de surface (0-28 cm) à travers l'utilisation d'une charrue à versoir tractée. Ainsi, le suivi est effectué durant quasiment deux années calendaires, et pour une pluviométrie et une évaporation réelle (E_s) totale cumulée de respectivement 1206.9 et 764.2 mm représentant une infiltration nette (Pluviométrie – E_s) cumulée de 442.7 mm au 21/01/2015 (Tableau 4.1).

Tableau 4.1 : Caractéristiques calendaires des campagnes de suivi de la dynamique des ions Br^- et NO_3^- et données météorologiques cumulées totales.

Campagne	*Date post labour*	*Pluviométrie*	*E_s*	*Infiltration nette*	*ET_0*
		[mm]			
C_1	13/06/2013 (J+112)	216.5	158.6	57.9	231.6
C_2	27/11/2013 (J+279)	487.0	341.8	145.2	652.5
C_3	01/08/2014 (J+526)	908.4	615.7	292.7	1190.2
C_4	21/01/2015 (J+699)	1206.9	764.2	442.7	1395.3

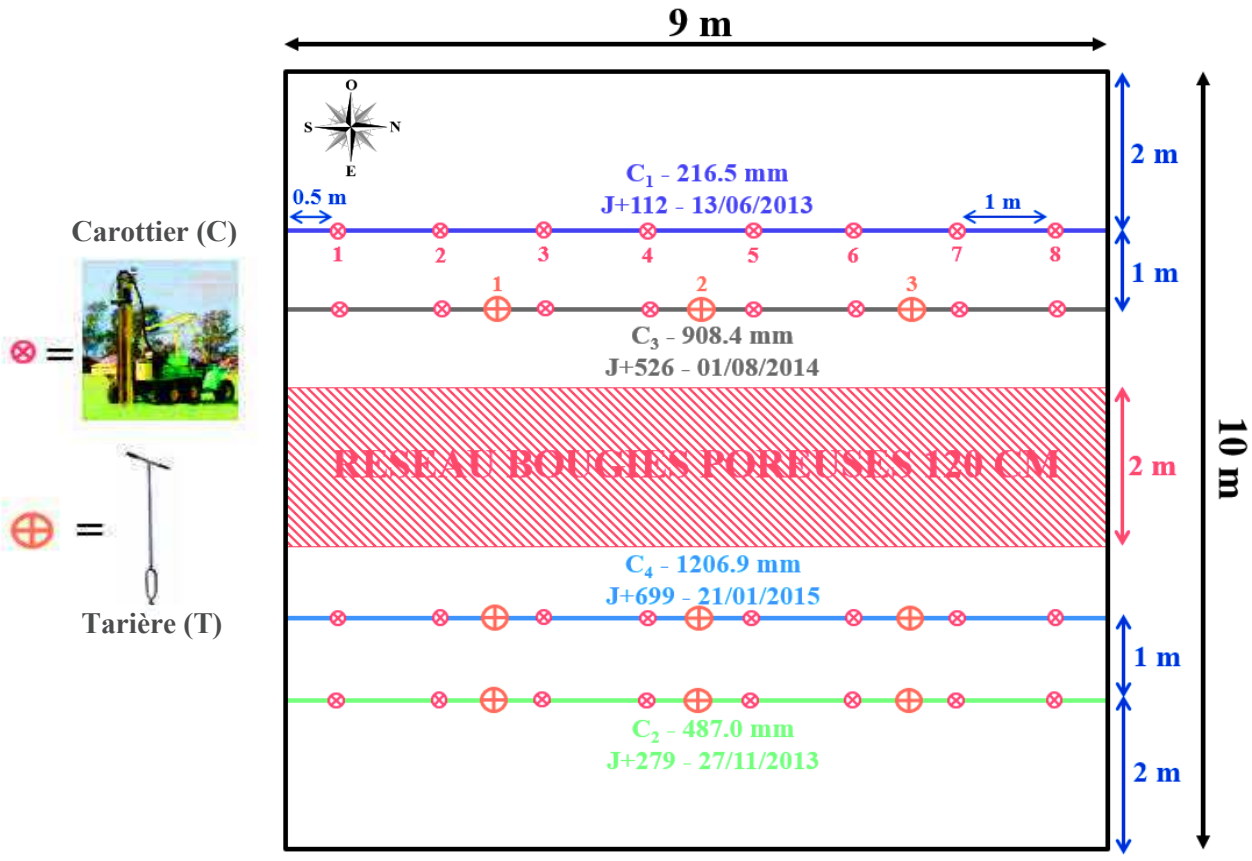


Figure 4.4 : Mise en place des campagnes de suivi du transport des ions bromures et nitrates sur chaque parcelle en sol nu : caractéristiques et emplacement de l'ensemble des prélèvements effectués.

Détaillés sur la Figure 4.4, les échantillonnages d'une même campagne ont été effectués selon la largeur de la parcelle et à une longueur donnée. Un objectif a en effet été d'étudier l'impact des hétérogénéités d'apport, présentes selon la largeur parcellaire d'après les tests réalisés au cours de la pulvérisation (§ 4.2.2 et Annexe 4.B), sur les quantités de bromure retrouvées après analyse au laboratoire. De plus, les quatre campagnes sont espacées d'au moins 1 m en longueur et mises en place au minimum 2 m à l'intérieur des parcelles, en évitant soigneusement les zones instrumentées et celles situées entre 4 et 6 m qui comprennent un réseau de bougies poreuses implantées à 140 cm depuis 2001 et la mise en place de l'essai (Figure 2.3). Huit prélèvements sont effectués sur chaque parcelle à l'aide d'un préleveur de sol motorisé (MCL3, GEONOR Inc.-Image 4.6-A) qui permet la réalisation d'un échantillonnage représentatif du sol étudié sur 0–120 cm (gouge de section 2.6 cm²) à travers l'utilisation de systèmes hydrauliques. Ces derniers assurent une vitesse d'enfoncement constante indépendamment du type de sol et un découpage précis de l'échantillon avant extraction. Les échantillons sont prélevés par tranche de 10 cm pour analyse, la délimitation étant opérée à l'aide d'un mètre aimanté positionné sur la gouge après chaque prélèvement (Image 4.6-B). De plus, les profils de sol étant instrumentés jusqu'à 165 cm, profondeur caractérisant la séparation de l'horizon SCca-2 avec la couche sablo-caillouteuse IIDcx non échantillonnable, l'étude du transport des ions ne pourra logiquement être entreprise au-delà de cette profondeur. Par conséquent, des prélèvements de sol sont accomplis manuellement, tous les 10 cm sur 120-160 cm, à l'aide d'une tarière (section 3.8 cm²) qui peut être insérée directement dans le trou effectué par le carottier, l'alliage qui compose sa gouge étant légèrement plus épais que cette dernière (Image 4.6-C). Enfin, chaque échantillon de 10 cm est mis dans un sachet plastique individuel étiqueté (Image 4.6-D) puis conservé dans une glacière (Image 4.6-E) avant sa mise au congélateur (-18 °C) et son envoi au laboratoire d'analyse. Ceci est effectué pour éviter toute dégradation des nitrates qu'il contient, ces derniers étant analysés par chromatographie ionique avec les bromures, au terme du protocole décrit au § 4.1.5.



Image 4.6 : Ensemble des manipulations réalisées dans le cadre d'une campagne de suivi de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu.

Enfin, et pour les raisons développées au § 4.2.3.1, trois prélèvements supplémentaires sont effectués à partir de la seconde campagne (C_2, cf. Figure 4.4), après l'exploitation des résultats obtenus suite à la première (C_1). Ceux-ci sont opérés manuellement, également tous les 10 cm de 0 à 160 cm, et avec une tarière de section supérieure (17.4 cm²), permettant l'obtention de quantités de terre plus importantes que celles échantillonnées avec le préleveur de sol motorisé

4.1.4.2 Sur les cases lysimétriques

Sur les cases lysimétriques, le suivi est assuré par des échantillonnages d'eau de drainage au cours du temps. Quelques jours après l'apport des ions bromures (20/02/2013), la mise en place de compteurs de débit (§ 2.5.3) a non seulement permis une étude minutieuse des volumes d'eau drainés sur chaque case mais également un calcul précis des flux cumulés d'ions bromure selon les concentrations retrouvées dans l'eau à chaque date de prélèvement. Le protocole d'échantillonnage comprend ainsi la récupération de l'eau de drainage au travers du sous-échantillonnage effectué par les compteurs de débit dans des flacons de récupération d'un volume de 2 ou 5 L. Ce protocole implique un changement du jeu de bouteilles qui est directement réalisé dans les regards des cases et, dans la mesure du possible, avant le débordement de ces dernières permettant par conséquent d'éviter au maximum les pertes d'information. De plus, le rajout initial de chloroforme pour s'assurer de la conservation des teneurs en nitrate dans l'eau drainée, et d'un volume d'eau ultrapure donné pour ralentir sa volatilisation, nous amènera à effectuer une étape d'extraction liquide/liquide lorsque les drainages constatés sur la période de prélèvement sont relativement faibles (Annexe 5.B). Celle-ci est non seulement chronophage mais engendre par conséquent la prise en compte d'un facteur de dilution qui a été appliqué à la concentration en ions bromures fournie par le laboratoire après analyse. Dans le cas de drainage intensifs, l'eau est récupérée dans des flacons de 5 L, la procédure d'extraction n'étant de ce fait pas nécessaire vu que le facteur de dilution appliqué à l'échantillon est jugé négligeable devant les volumes récupérés. Enfin, la collecte d'eau de drainage est effectuée pour chaque case au travers du transfert de 100 à 120 mL d'eau de chaque flacon dans des contenants en PEHD (150 mL) conservés à -18 °C au congélateur le temps d'être transmis au laboratoire d'analyse.

En définitive, 127 dates de prélèvements sont opérées sur une période de quasiment deux ans (20/02/2013-05/02/2015). Comme nous le verrons au § 4.2.4, celle-ci a permis un suivi complet de la lixiviation des bromures, avec des concentrations inférieures à 8.5 $mg.L^{-1}$ retrouvées au 05/02/2015, dernière date d'échantillonnage de l'eau de drainage réalisé dans le cadre des travaux de thèse.

4.1.5 Mode opératoire et méthode de dosage des ions bromures au laboratoire

Les analyses des prélèvements de terre et d'eau effectuées au cours des travaux de thèse sont réalisées par la SADEF, laboratoire d'analyses agricoles et environnementales crée en 1985 et situé à Aspach-le-Bas (Haut-Rhin ; 68)

4.1.5.1 Dosage des teneurs en bromure dans les échantillons d'eau de drainage des cases lysimétriques

4.1.5.1.A Prétraitement et méthode d'analyse au laboratoire

Une fois réceptionné au laboratoire, l'échantillon d'eau de drainage est tout d'abord conservé congelé à -18 °C jusqu'à sa mise en préparation pour analyse. Préalablement à l'étape de dosage, celui-ci est placé à température ambiante jusqu'à ce que la décongélation soit effective, puis une filtration de l'échantillon aqueux est effectuée à travers une membrane en nitrocellulose de 0.45 µm dans le cas où ce dernier est trouble et/ou chargé en matières en suspension. Les teneurs en bromure de l'échantillon sont ensuite dosées par chromatographie ionique en phase liquide suivant la norme NF EN ISO 10304-1 (AFNOR, 2009c). Cette technique analytique permet de séparer les solutés ioniques contenus dans l'eau par le jeu des différences entre les constantes d'équilibre de ces substances lors de leur partage entre une phase mobile dans laquelle ils sont en solution et une phase stationnaire contenue dans une colonne et qui exerce sur eux un effet retardateur.

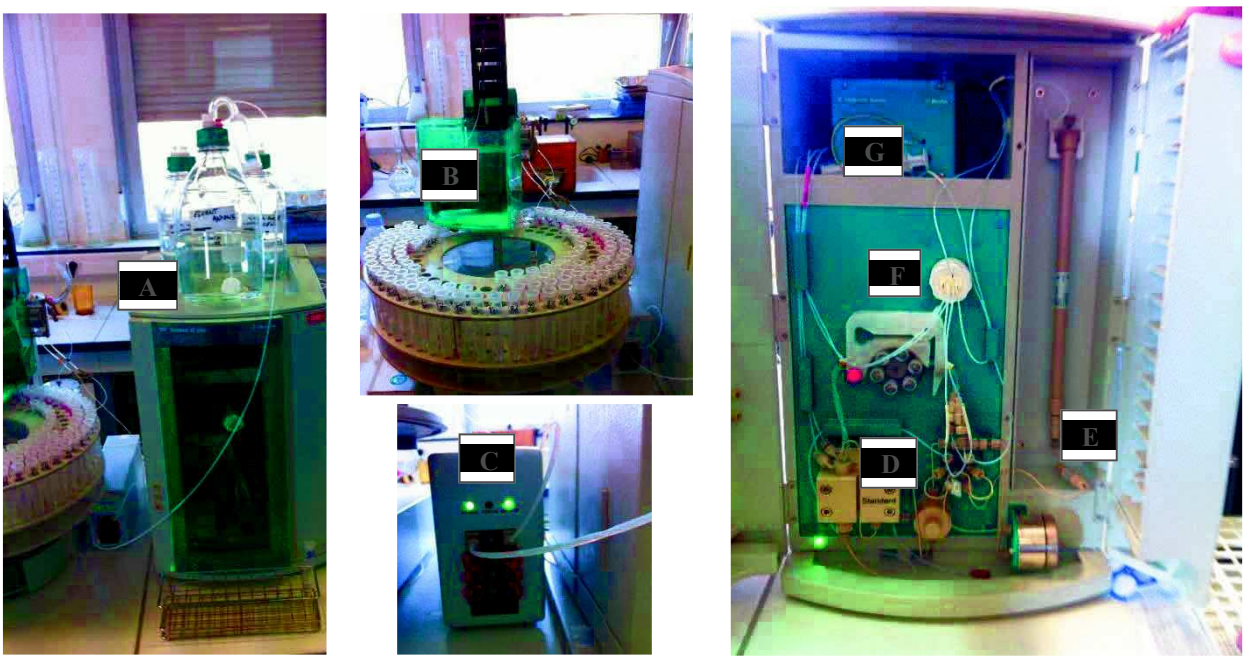


Image 4.7 : Appareillage de chromatographie ionique utilisé pour doser les teneurs en ions bromures et nitrates dans les échantillons.

Le matériel analytique comprend une chaine chromatographique Compact CI 882 Plus (Metrohm France SAS) composée :

- ✓ d'un éluant Carbonate de sodium ($NaHCO_3$; 0.001 M) / Hydrogénocarbonate de sodium (Na_2CO_3 ; 0.0032 M) (Image 4.7-A) préparé par dilution de 50 mL d'une solution du commerce concentrée à hauteur de 0.02 M de $NaHCO_3$ et 0.064 M de Na_2CO_3 dans une fiole jaugée de 1000 mL ;
- ✓ d'un passeur d'échantillon équipé d'une pompe péristaltique et d'un portoir pouvant contenir jusqu'à 148 tubes d'une contenance de 11 mL (Image 4.7-B) ;
- ✓ d'un dégazeur 4 canaux permettant notamment d'assurer la reproductibilité du débit au travers de l'élimination des bulles d'air contenues dans la phase mobile (Image 4.7-C) ;
- ✓ d'une pompe haute pression sérielle double piston en PEEK qui permet l'obtention de débits compris entre 0.01 et 5 $mL.min^{-1}$ et d'une vanne d'injection motorisée en PEEK comprenant une boucle d'injection de 20 µL (Image 4.7-D)

- ✓ d'un compartiment isolé thermiquement comprenant une colonne échangeuse d'anions Metrosep A Supp 5 (Metrohm France SAS ; Image 4.7-E et Image 4.8-A) dont les caractéristiques sont reportées dans le Tableau 4.2. Celle-ci comprend un matériau en PEEK composé d'une phase stationnaire de type alcool polyvinylique avec groupes ammoniums quaternaires.

La colonne analytique est précédée d'une pré-colonne de 5 mm de longueur (Metrosep A Supp 4/5 S-Guard/4.0 ; Image 4.8-B) directement vissée sur cette dernière et qui contient le même matériau de séparation pour permettre de prolonger la durée de vie de la colonne séparative sans altérer les résolutions chromatographique. Enfin, une seconde pré-colonne (Metrosep RP2 guard/3.5 ; Image 4.8-C) est placée en amont de la première et permet de garantir une protection générale contre de nombreuses impuretés organiques, traces d'oxyde de fer et bactéries notamment ;

Tableau 4.2 : Caractéristiques de la colonne analytique.

Metrosep A Supp 5	Valeur	Unité
Diamètre des particules	5	µm
Débit standard	0.7	mL min^{-1}
Gamme de pH	3 - 12	-
Gamme de température	20 - 60	°C
Dimension	250 * 4.0	mm

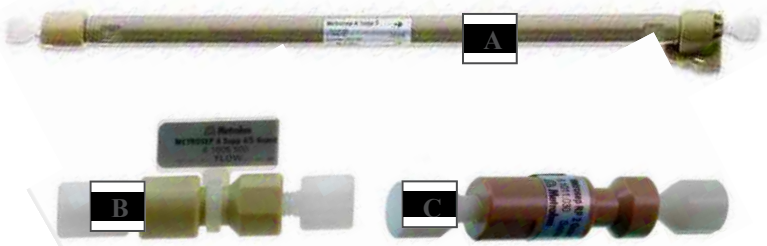


Image 4.8 : Colonne analytique [A] et les deux pré-colonnes de protection disposées en amont [B et C].

- ✓ d'un suppresseur chimique MSM II (Metrohm Supressor Module ; Image 4.7-F et Image 4.9), rotor comprenant trois cartouches remplies de résine échangeuse de cations de façon à ce qu'une soit toujours disponible pour chaque analyse tandis que les deux autres sont respectivement rincées avec l'éluant et régénérées à l'aide d'une solution composée d'eau ultra pure contenant environ 3 % d'acide sulfurique (H_2SO_4 ; v/v).

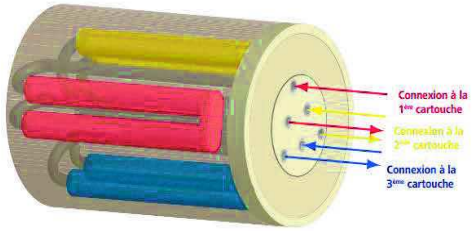


Image 4.9 : Description du suppresseur chimique.

Il joue un rôle clé dans l'analyse des anions au travers de (*i*) la réduction de la conductivité résiduelle de fond de l'éluant ; (*ii*) l'atténuation du bruit de fond de la ligne de base ; (*iii*) la transformation des analytes en anions libres avec des protons comme contre-ions, ces derniers ayant une conductance qui accroit de manière significative la conductivité de la solution d'échantillon et donc l'amplitude du signal ; (*iv*) l'augmentation de la sensibilité de détection ;

- ✓ d'un détecteur conductimétrique thermostaté (Image 4.7-G) qui permet une détection sur une gamme de mesure dynamique comprise en 0 et 15000 µS.cm^{-1}, correspondant ainsi à une gamme de concentration pouvant théoriquement aller du µg.L^{-1} au g.L^{-1} ;
- ✓ d'un logiciel (MagIC Net™) qui pilote les composants de la chaîne analytique et permet l'acquisition, le traitement et la gestion des données chromatographiques.

4.1.5.1.B Caractéristiques et limites de quantification de la méthode d'analyse

La méthode d'analyse mise en place par la SADEF est accréditée COFRAC et se base sur l'injection de l'éluant par la pompe à un débit recommandé de 0.7 mL.min^{-1} et sous une pression comprise entre 12.5 et 15.5 MPa. Celle-ci permet ainsi la séparation de sept espèces ioniques distinctes à savoir les fluorures (F^-), chlorures (Cl^-), nitrites (NO_2^-), bromures (Br^-), nitrates (NO_3^-), phosphates (PO_4^{3-}) et sulfates (SO_4^{2-}), ces dernières étant listées selon leur temps de rétention croissant par la phase stationnaire de la colonne analytique. Finalement, la durée du run chromatographique est d'approximativement 28 minutes, les bromures sortant de la colonne analytique après environ 12.5 minutes (entouré en rouge sur le chromatogramme présenté en Annexe 4.C). De plus, deux gammes d'étalonnages sont validées, à savoir celle (*i*) basses concentrations de 0.25 à 10 mg.L^{-1} ; (*ii*) hautes concentrations de 10 à 100 mg.L^{-1}, ces dernières entraînant une dilution obligatoire de l'échantillon lorsque les teneurs en bromures sont supérieures à 100 mg.L^{-1}. Enfin, la limite de quantification de la méthode de mesure des bromures dans les eaux est validée à hauteur de 0.25 mg.L^{-1}.

4.1.5.2 Dosage des teneurs en bromure dans les échantillons de terres prélevés suite aux campagnes de prélèvement mises en place sur les parcelles en sol nu

Comme dans le cadre du dosage des teneurs en bromure dans l'eau de drainage des cases, les échantillons de terre réceptionnés par la SADEF sont immédiatement congelés à -18 °C puis décongelés à température ambiante lors de la mise en place de l'étape de préparation avant analyse. Deux prises d'essai sont ensuite réalisées par pesées par grappillage (*i*) de 10 g d'échantillon dans le but de déterminer sa teneur en eau par méthode gravimétrique ; (*ii*) de 10 à 15 g dans un pot pour l'étape d'extraction des bromures de l'échantillon de terre. Celle-ci est ainsi mise en place en ajoutant 100 mL d'eau déminéralisée et 1 ml de chloroforme dans le pot d'extraction qui est alors fermé hermétiquement et disposé sur un agitateur à retournement pendant une heure, à une vitesse de 30 tours par minute et à température ambiante d'environ 20°C. Les extraits sont alors laissés 10 minutes pour décantation puis centrifugés pendant 20 minutes à 2500 tours min^{-1}. Enfin 10 mL du surnageant sont prélevés puis filtrés à 0.45 µm sur membrane en nitrocellulose et récupéré dans un tube destiné à l'analyse par chromatographie ionique détaillée au § 4.1.5.1. À noter que l'ajout d'approximativement 1 % de chloroforme (v/v) à l'eau d'extraction permet d'empêcher la dégradation des nitrates observée sans l'ajout de $CHCl_3$ lors de la mise en place de tests de conservation se basant sur ce mode opératoire et dont les résultats sont détaillés en Annexe 5.B. La limite de quantification des ions bromures dans les échantillons de terre doit être pondérée par la masse de prise d'essai et le volume d'éluant et est par conséquent comprise entre 1.5 et 2.5 mg.kg^{-1} MS.

4.1.6 Modélisation du transport des ions bromures au cours du temps

Décrits notamment par de Marsily (1981) et étudiés dans de nombreux travaux (Besnard, 2003 ; Lominé, 2007 ; Ngoc, 2008 ; Schneider, 2008), les trois mécanismes qui gouvernent principalement la migration des solutés dissous dans l'eau en milieux poreux comprennent (*i*) la convection, qui définit l'entrainement des éléments en solution dans le mouvement moyen du fluide qui se déplace ; (*ii*) la dispersion cinématique, qui caractérise l'étalement longitudinal et transversal des solutés autour du front convectif, engendré par les variations microscopiques de la vitesse du fluide en magnitude et en direction au sein du milieu poreux. Ces dernières sont principalement influencées par trois facteurs mis en évidence par Fetter (2001) et repris sur la Figure 4.5, à savoir la distribution de la taille des pores, la tortuosité du milieu qui engendre des variations locales des longueurs de trajet des molécules pour une même direction globale d'écoulement et le phénomène de friction due à la viscosité du fluide qui entraîne une vitesse maximale au centre du pore et minimale sur ses parois ; (*iii*) la diffusion moléculaire, liée au mouvement brownien des molécules qui, dans un fluide au repos, se déplacent dans toutes les directions de l'espace de manière aléatoire. Ainsi, s'il existe un gradient de concentration entre deux points voisins, un flux de particules s'établira du point qui a la concentration la plus élevée vers celui ayant la concentration la plus faible. Les valeurs de diffusion moléculaire d'une espèce dans l'eau libre sont bien connues, celle considérée pour l'ion bromure dans le cadre de cette étude étant fixée à 1.584 $cm^2.j^{-1}$ (Haynes, 2014 ; Pot et al., 2011). À noter enfin que le terme de dispersion hydrodynamique, utilisé dans la suite de l'étude, permettra de décrire l'effet dû à la dispersion cinématique et celui dû à la diffusion moléculaire, ces deux étant, en pratique, indistinguables l'un de l'autre.

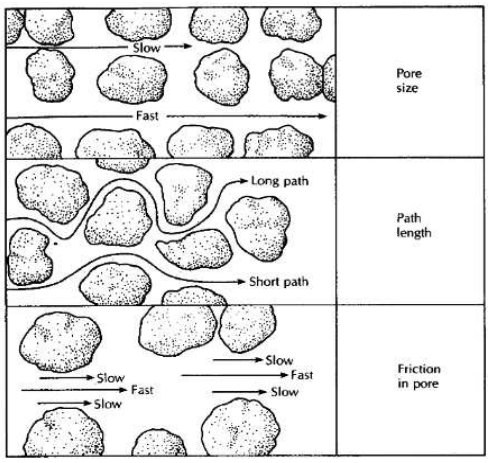


Figure 4.5 : Les trois facteurs principaux influençant la dispersion cinématique à l'échelle du pore (Fetter, 2001).

Les études liées à la détermination des paramètres permettant la description des transferts d'eau spécifiquement à chaque parcelle et case lysimétrique ayant été effectuées sur HYDRUS-1D dans le Chapitre 3, ce même programme va logiquement être utilisé pour la simulation du transport unidimensionnel des solutés inertes et conservatifs, étudié à partir de la date du travail du sol ayant suivi l'épandage des PRO sur chaque dispositif.

4.1.6.1 Équation de description du transport de solutés

Selon les paramètres hydrodynamiques obtenus à partir des équations de van Genuchten (1980) et Mualem (1976), le transport des ions bromures dans le profil de sol a dans un premier temps été étudié à partir de l'équation classique de convection-dispersion (CDE). Néanmoins, comme nous le verrons au § 4.2.5.2, le modèle pris en compte pour la description du processus physique qui caractérise le transport des solutés diffère finalement selon le dispositif étudié. L'ensemble des modèles pouvant être sélectionné via HYDRUS-1D est indiqué sur la Figure 4.6.

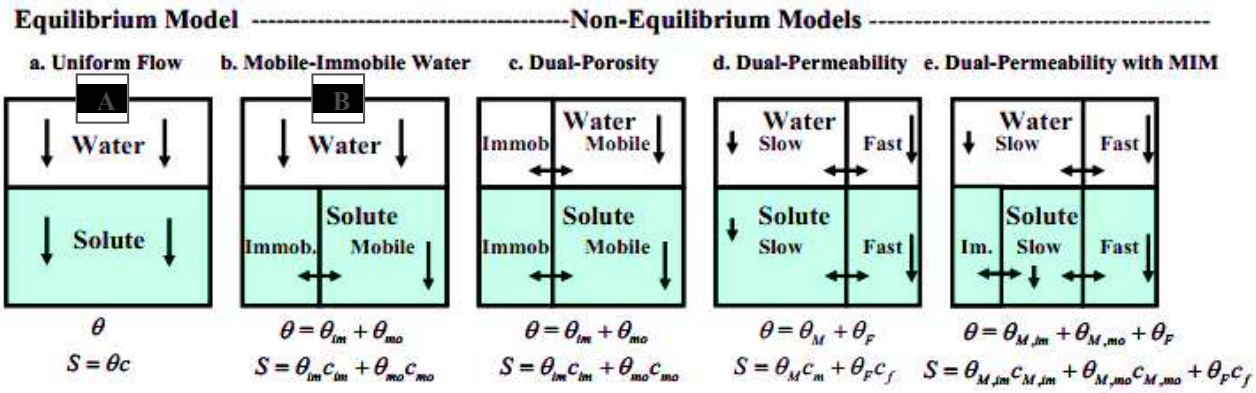


Figure 4.6 : Les différents modèles qui permettent la description des processus physiques de la dynamique hydrique et du transport de solutés à l'aide d'HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2013).

4.1.6.1.A Sur les parcelles

Sur les parcelles en sol nu, le transport des solutés inertes et conservatifs est décrit par l'Équation 4-1 de convection-dispersion (CDE ; Figure 4.6-A) qui est obtenue par l'introduction de la loi de Fick dans l'équation de conservation de la masse :

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta D \frac{\partial C}{\partial z}\right) - \frac{\partial(qC)}{\partial z} \qquad \textbf{Équation 4-1}$$

où C est la concentration du soluté dans la phase liquide [mmol.cm^{-3}], D le coefficient de dispersion hydrodynamique [cm².j^{-1}], θ la teneur en eau volumique du sol [cm^3.cm^{-3}], q la densité de flux d'eau [cm.j^{-1}], t le temps [j] et z l'axe vertical [cm],

L'Équation 4-1 permet de décrire le transfert dispersif qui associe la diffusion moléculaire à la dispersion mécanique provoquée par les variations de vitesse de l'eau à l'échelle macroscopique donnée par Bear (1972) :

$$\theta D = \lambda q + D_0 \tau \qquad \textbf{Équation 4-2}$$

où λ est la dispersivité [cm], D_0 est le coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau pure (1.584 cm².j^{-1} dans notre cas) et τ le facteur de tortuosité dans la phase liquide [-] donné par Millington et Quirk (1961) :

$$\tau = \frac{\theta^{7/3}}{\theta_s^2} \qquad \textbf{Équation 4-3}$$

avec θ_s teneur en eau volumique du sol à saturation [cm^3.cm^{-3}].

Il faut cependant noter que Moldrup et al. (1997) ont proposé une relation alternative pour le calcul du facteur de tortuosité en phase liquide (Équation 4-4), cette dernière étant considérée par Šimůnek et al. (2013) comme plus performante sur une grande variété texturale de sol contrairement à celle proposée par Millington et Quirk (1961), *a priori* plus adaptée aux sols sableux :

$$\tau = 0.66\left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{8/3} \qquad \textbf{Équation 4-4}$$

Il est important de noter que l'étude du transport de solutés dans les horizons de subsurface des parcelles sera préalablement effectuée à l'aide du programme CXTFIT 2.0, développé par Toride et al. (1995) à partir du code créé par Parker et van Genuchten (1984). Celui-ci est en effet utilisé pour estimer la vitesse moyenne de l'eau dans les pores (v [cm.j^{-1}]) et le coefficient de dispersion (D [cm^2.j^{-1}]) selon l'équation de convection-dispersion classique pour un écoulement unidimensionnel en régime permanent. Les mêmes conditions d'apport des solutés que celles considérées via HYDRUS-1D vont logiquement être considérées (§ 4.1.6.2). Comme dans le cadre des études réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de RetC dans le Chapitre 3, le calage des paramètres susmentionnés est effectué par méthode inverse. Celle-ci repose sur la minimisation d'une fonction objectif, expression de la différence entre valeurs observées expérimentalement et celles prédites par le modèle, selon la méthode de Marquardt (1963). Une optimisation de chaque paramètre a par conséquent été effectuée avec les profils de teneur en bromure expérimentaux obtenus pour chaque prélèvement mis en place lors de chacune des quatre campagnes de suivi réalisées. Comme nous le verrons au § 4.2.3), ces calages ont permis une étude poussée des profondeurs moyennes des ions bromures, de l'étalement du profil de concentration et de la dispersivité associée à chaque campagne et par conséquent au mouvement des ions bromures dans le sol au cours du temps.

4.1.6.1.B Sur les cases lysimétriques

Comme décrit au § 4.2.5.2, l'Équation 4-1 de convection-dispersion ne pourra être appliquée pour décrire convenablement le transport du traceur sur les cases lysimétriques. En effet, la présence probable de mouvements préférentiels des ions bromures engendrés pas un état hydrique quasi-saturé dès 40 cm (§ 3.2.3.1 et § 4.2.4.2) a imposé la prise en compte d'un modèle à double porosité (eau mobile / eau immobile). Ce modèle, essentiellement de type phénoménologique, est classé dans le groupe des modèles à deux régions, concept initialement introduit par Barenblatt et al. (1960).

Finalement, la description du processus physique d'écoulement a été effectuée en utilisant le modèle double-porosité eau mobile-eau immobile (MIM) introduit par van Genuchten et Wierenga (1976) qui considère que le mouvement de l'eau se fait uniquement dans la macroporosité, tandis que l'eau contenue dans la microporosité ne participe pas à l'écoulement gravitaire (Figure 4.6-B), partitionnant la teneur en eau selon :

$$\theta = \theta_m + \theta_{im} \qquad \textbf{Équation 4-5}$$

avec θ_m, teneur en eau mobile volumique [cm^3.cm^{-3}] et θ_{im}, teneur en eau immobile volumique [cm^3.cm^{-3}].

Par conséquent, le sol est composé d'une région mobile, où le transport est gouverné par l'équation de convection-dispersion, et d'une région immobile où ce dernier est essentiellement diffusif.

Le soluté peut ainsi s'échanger entre les deux régions, le transport de ce dernier pouvant être modélisé selon :

$$\frac{\partial(\theta_m C_m)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta_m D_m \frac{\partial C_m}{\partial z}\right) - q\frac{\partial C_m}{\partial z} - \alpha_{ph}(C_m - C_{im})$$

Équation 4-6

et

$$\frac{\partial \theta_{im} C_{im}}{\partial t} = \alpha_{ph}(C_m - C_{im})$$

avec m et im les indices qui désignent respectivement les régions mobile et immobile et α_{ph} le coefficient de transfert de masse du soluté entre régions mobile et immobile [j^{-1}].

4.1.6.2 Condition initiale et aux limites appliquées au transport de solutés

4.1.6.2.A Condition initiale appliquée aux systèmes étudiés

Comme explicité ci-dessus, les bromures sont apportés sur les parcelles et les cases lysimétriques quelques jours avant l'épandage puis enfouis avec les PRO dans l'horizon de surface par un travail du sol. Par conséquent, le jour de la mise en place de ce dernier correspond à la date de début de la modélisation du transport des ions bromures, soit le 22/02/2013 sur les parcelles et le 20/02/2013 sur les cases lysimétriques. Pour rappel, ces dates sont également celles définies dans le cadre des études effectuées concernant l'hydrodynamique (§ 3.1.2.2). Finalement, au temps t_0, les quantités de bromure sont dans un premier temps estimées homogènes sur l'ensemble de la profondeur travaillée. Les conditions initiales concernant les concentrations dans la phase liquide peuvent donc être résumées par :

$$\begin{cases} C(z,t) = C_0, & t = t_0 \ ; \ 0 \le z \le 28\ cm\ (0 \le z \le 10\ cm\ sur\ les\ cases) \\ C(z,t) = 0, & t = t_0 \ ; \ z > 28\ cm\ (z > 10\ cm\ sur\ les\ cases) \end{cases}$$

Équation 4-7

où t_0 représente le début de simulation [j] et C_i la concentration initiale en bromure au point z [$mmol.cm^{-3}$].

4.1.6.2.B Condition à la limite supérieure

Une condition à la limite supérieure du sol de troisième type (dite « de Cauchy ») est prise en compte pour la modélisation du transport de solutés sur les parcelles et les cases lysimétriques. Le flux de solutés à la surface est alors défini par :

$$-\theta D\frac{\partial C}{\partial z} + qC = 0 \qquad \text{à} \qquad z = 0$$

Équation 4-8

En effet, les bromures sont considérés comme étant déjà apportés et enfouis sur la profondeur travaillée à t_0. Par conséquent, les teneurs en bromures dans l'eau qui s'infiltre depuis la surface seront considérées comme étant nulles au cours du temps.

4.1.6.2.C Condition à la limite inférieure

En accord avec les travaux de Abdou et Flury (2004) une condition à la limite inférieure du sol de type gradient nul est prise en compte pour la modélisation du transport de solutés sur les parcelles et les cases lysimétriques :

$$\theta D \frac{\partial C}{\partial z} = 0 \qquad \text{à} \qquad z = L$$ **Équation 4-9**

où L représente la profondeur du dernier nœud du profil de sol établi à l'aide d'HYDRUS-1D, soit 165 cm sur les parcelles en sol nu et 100 cm sur les cases lysimétriques.

4.1.6.3 Critère d'évaluation de l'efficience des simulations

La qualité des simulations du transport des ions bromures est évaluée au travers du calcul du coefficient d'efficience (E) de Nash et Sutcliffe (1970) selon l'Équation 3-25

Résultats et discussion

4.2.1 Tests effectués préalablement à l'apport des ions bromures

Détaillés en Annexe 4.A, les résultats des tests réalisés préalablement à l'apport des ions bromures sur les parcelles et les cases lysimétriques ont permis l'étude (*i*) de la vitesse d'avancement du dispositif de pulvérisation ; (*ii*) des volumes d'eau débités par les buses ; (*iii*) des lames d'eau apportées sur les parcelles.
Au final, ces tests ont notamment permis de caractériser l'hétérogénéité des apports, attendue selon les 9 m de largeur des parcelles et entrainée par le phénomène de perte de charge le long de la rampe de pulvérisation, mais aussi de recalculer les lames d'eau et les concentrations en ions bromures qui vont être pulvérisées pour apporter la dose ciblée de 50 $g.m^{-2}$.

4.2.2 Quantités de bromure apportées : estimations et bilans

L'ensemble des résultats associés aux tests réalisés durant l'apport sont reportés en Annexe 4.B pour les parcelles et en Annexe 4.D pour les cases lysimétriques.
Comme attendu suite aux résultats des tests effectués avant l'apport, les résultats de ceux mis en place au cours de celui-ci (« *TEST-A* ») soulignent la présence d'hétérogénéités d'apport selon la largeur des parcelles. En effet, des quantités d'ions bromures plus importantes sont finalement retrouvées dans les bassines situées à proximité du pulvérisateur (numéro 1) par rapport aux bassines localisées au bout de la rampe (numéro 4, cf. Figure 4.2 et Tableau 4.3), bien que les écarts semblent être légèrement compensés par le fait que les concentrations en bromure retrouvées dans l'eau au cours de l'apport sont supérieures en bout de rampe.
Les quantités moyennes de bromures estimées au travers du « *TEST-A* » diffèrent finalement peu entre parcelles et l'ordre croissant suivant est obtenu : BOUE (43.1) < DVB (45.5) ≈ TEMOIN (45.5 $g.m^{-2}$), les erreurs relatives par rapport à la valeur d'apport ciblée étant comprises entre -13.9 et -8.9 % (Tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Estimation des quantités de bromure apportées selon les largeurs des parcelles (numéros des bassines), à partir des tests réalisés durant l'apport (« *TEST-A* »).

Référence Bassine	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
		[$g.m^{-2}$]	
1	43.4 (7.2)	46.5 (4.9)	55 (6)
2	41.3 (6.7)	44.9 (4.5)	48.6 (5.3)
3	47.7 (6.6)	52.2 (8.2)	44.5 (3.1)
4	39.9 (6.6)	38.3 (5.9)	34 (3.1)
Minimum	**30.8 [A_4]**	**30.6 [A_4]**	**29.5 [C_4]**
Maximum	**57.5 [B_3]**	**64.8 [C_3]**	**64.2 [A_1]**
Moyenne	**43.1 (7.1)**	**45.5 (7.6)**	**45.5 (8.9)**
CV [%]	**16.6**	**16.8**	**19.5**
Erreur relative [%]	**-13.9**	**-9.0**	**-8.9**

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
Les chiffres et les lettres entre crochets renvoient à la référence d'une bassine.
L'erreur relative est calculée par rapport à la dose d'apport de 50 $g.m^{-2}$ initialement ciblée.

Les résultats du test réalisé le 27/02/2013 et visant à évaluer l'hétérogénéité de l'apport (« *TEST-H* ») permettent de mettre en évidence une très forte hétérogénéité de la distribution des ions bromures dans l'horizon de surface (Tableau 4.4 et Annexe 4.B), bien que les quantités moyennes retrouvées soient finalement relativement cohérentes par rapport à celles estimées avec le « *TEST-A* » (Tableau 4.3) et à la dose ciblée (50 g.m^{-2}). Enfin, les quantités non négligeables de Br^- retrouvées sur 28-40 cm pour la parcelle BOUE peuvent être justifiées par la mise en place d'un labour légèrement plus profond sur cette dernière qui n'est pas située dans le même alignement d'est en ouest que les deux autres (Figure 4.1).

Tableau 4.4 : Quantités d'ions bromures retrouvées dans l'horizon labouré et celui sous-jacent après l'analyse au laboratoire des prélèvements de sol effectués dans le cadre du « *TEST-H* ».

TEST-H	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
		[g.m^{-2}]	
Br^- 0 - 28 cm	43.4 (40.3)	35.3 (34.7)	39.5 (49.2)
[Min - Max] 0 - 28 cm	[7.9 - 128.6]	[0.7 - 113.5]	[0.7 - 151.3]
Br^- 28 - 40 cm	6.6 (6.7)	0.4 (0.5)	0.4 (0.3)
[Min - Max] 28 - 40 cm	[0.6 - 22.4]	[0.0 - 1.9]	[0.1 - 0.8]

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

Concernant les cases lysimétriques, des imprécisions considérables ont été engendrées sur la détermination des lames d'eau, ne permettant pas d'estimer convenablement les quantités de bromure apportées spécifiquement à chaque case. Néanmoins, il faut noter que l'étude sur un système de cases lysimétriques implique une récupération de la totalité de l'eau de drainage en sortie des cases. De ce fait les flux cumulés d'ions bromures retrouvés à la dernière date du dernier échantillonnage (05/02/2015) et les résultats obtenus par modélisation à l'aide d'HYDRUS-1D permettront de remonter aux doses initialement apportées spécifiquement à chaque case lysimétrique.

4.2.3 Étude de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu

Comme précisé au § 4.1.4.1, quatre campagnes d'échantillonnage ont été mises en place dans le cadre du suivi de la dynamique des bromures sur les trois parcelles en sol nu étudiées. Celles-ci comprennent, dans un premier temps, huit prélèvements effectués de 0 à 120 cm à l'aide d'un préleveur de sol motorisé (section interne 2.6 cm^2) puis manuellement, de 120 à 160 cm, avec une tarière (section interne 3.8 cm^2) qui peut être insérée dans le trou opéré par le carottier. Les analyses étant effectuées par tranche de 10 cm, 128 échantillons sont prélevés sur chaque parcelle par campagne, soit 384 au total. De plus, à partir de la seconde campagne, trois prélèvements supplémentaires sont intégralement réalisés à l'aide d'une tarière de section supérieure (17.4 cm^2), correspondant à 48 échantillons prélevés par parcelle soit 144 au total.

L'ensemble des résultats bruts obtenus pour chacune des campagnes avec (*i*) les profils individuels établis pour chaque prélèvement avec le carottier (et la tarière de 120 à 160 cm) ; (*ii*) les moyennes et écarts-types associés aux prélèvements avec le carottier (et la tarière de 120 à 160 cm) ; (*iii*) les profils individuels obtenus pour chaque prélèvement effectué intégralement à la tarière ; (*iv*) les moyennes et écarts-types associés aux prélèvements effectués intégralement à la tarière, sont visibles en Annexe 4.E.

À noter que, dans la suite de l'étude, la lettre « C » désigne les prélèvements effectués avec le carottier (0-120 cm) puis la tarière insérée dans le trou réalisé par ce dernier (120-160 cm), tandis que la lettre « T » fait référence aux prélèvements intégralement effectués avec une tarière de section supérieure.

Tableau 4.5 : Données climatiques propres à chaque campagne de prélèvement.

Campagne	*Date post labour*	*0 < P ≤ 5 mm*	*5 < P ≤ 10 mm*	*10 < P ≤ 20 mm*	*P > 20 mm*	*Pluviométrie*	*E_s*	*Infiltration nette*	*ET_0*
						[mm]			
C_1	13/06/2013 (J+112)	32 (62.0 mm)	6 (47.0 mm)	7 (92.5 mm)	1 (24.0 mm)	216.5	158.6	57.9	231.6
C_2	27/11/2013 (J+279)	50 (91.5 mm)	10 (64.5 mm)	3 (44.0 mm)	2 (61.5 mm)	270.5	183.1	87.4	420.9
C_3	01/08/2014 (J+526)	62 (95.8 mm)	13 (88.5 mm)	9 (127.4 mm)	4 (109.7 mm)	421.4	274.0	147.4	537.8
C_4	21/01/2015 (J+699)	62 (91.5 mm)	8 (50.0 mm)	5 (60.0 mm)	4 (97.0 mm)	298.5	148.4	150.1	205.1

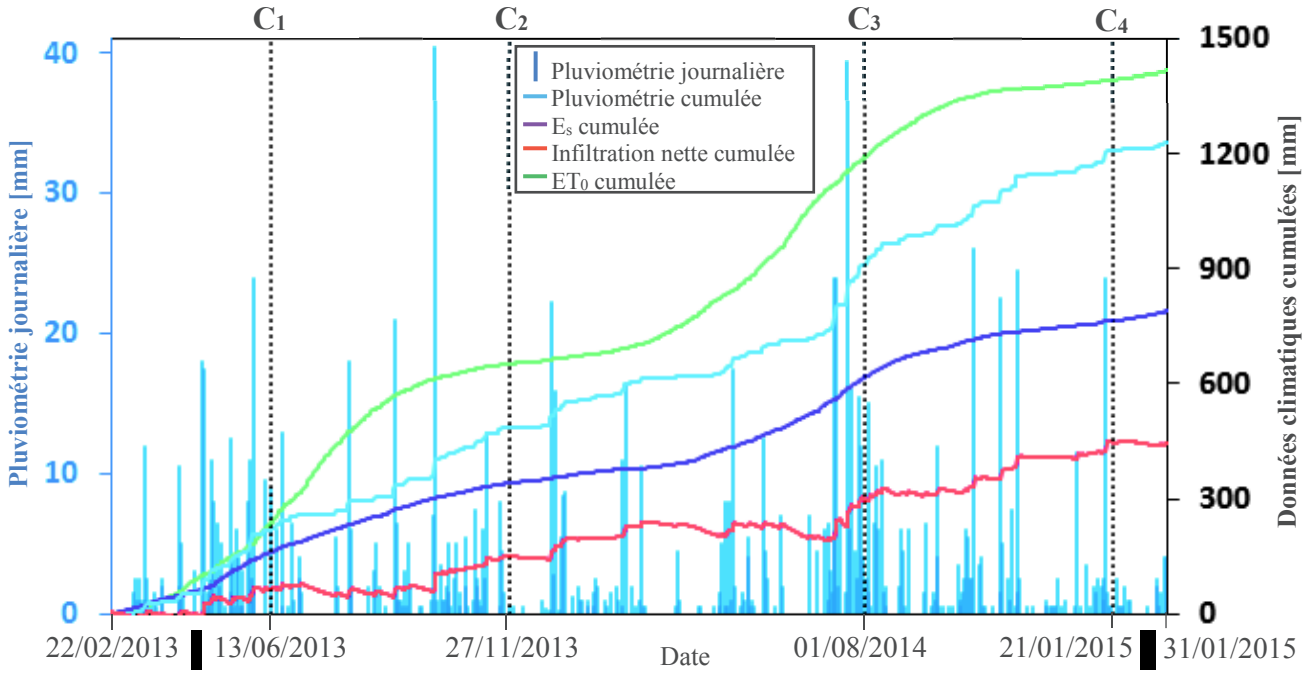


Figure 4.7 : Intensité des épisodes pluvieux journaliers et représentation de la pluviométrie, de l'évaporation réelle (E_s), de l'infiltration et de l'évapotranspiration Penman-Monteith (ET_0) cumulées sur la période de suivi du traceur sur les parcelles (22/02/2013-31/01/2015).

La première campagne de suivi est effectuée après une pluviométrie cumulée de 216.5 mm et une évaporation réelle (E_s, cf. Annexe 3.A) de 158.6 mm correspondant à une infiltration nette totale de 57.9 mm sur la période du 22/02 au 13/06/2013 (Tableau 4.5). Nous remarquons que les sept épisodes pluvieux compris entre 10 et 20 mm représentent plus de 40 % de la pluviométrie totale et influencent notablement la dynamique des bromures observée sur la période, tout comme, dans une moindre mesure, l'unique épisode supérieur à 20 mm (24 mm le 31/05/2013). L'étude de l'état hydrique du sol le jour de la mise en place de la campagne de suivi met en évidence un profil moins humide que lors des trois autres suivis, les données de potentiel matriciel ayant néanmoins tendance à se rapprocher de celles constatées lors des autres campagnes au fur et à mesure que la profondeur augmente (Annexe 4.F).

La seconde campagne a quant à elle été effectuée après une pluviométrie et une évaporation réelle cumulée depuis C_1 de respectivement 270.5 et 183.1 mm (du 14/06 au 27/11/2013, cf. Tableau 4.5), soit 487.0 et 341.8 mm depuis le 22/02/2013 (Tableau 4.1). L'été 2013 est caractérisé par de faibles précipitations avec seulement deux épisodes marqués (18 mm le 06/08 et 21 mm le 07/09) et une évaporation élevée entrainant

une faible infiltration nette d'eau sur la période (Figure 4.7). Le transport des ions bromures est par conséquent principalement assuré par les 32 épisodes pluvieux observés du 01/10 au 27/11/2013 (132.5 mm) qui correspondent approximativement à la moitié des précipitations constatées entre C_1 et C_2. Plus particulièrement, l'épisode exceptionnel du 04/10/2013 représente les plus fortes valeurs de pluviométrie journalières constatées durant les travaux de thèse avec 40.5 mm dont 27 mm en une heure. Il a de ce fait engendré une lixiviation importante des ions bromures avec une humectation de l'ensemble du profil de sol étudié et une infiltration nette sur la journée estimée à hauteur d'environ 39.5 mm ($E_s \approx 1$ mm).

La troisième campagne de prélèvement a été effectuée le 01/08/2014, après 908.4 mm de pluies cumulées depuis l'apport et pour une pluviométrie totale observée entre C_2 et C_3 (421.4 mm) supérieure d'au minimum 120 mm par rapport à celle constatée entre les autres campagnes (Tableau 4.5). En effet, le mois de juillet 2014 concentre plus du tiers des épisodes pluvieux observés durant la période (32/88) pour un total de 181.5 mm de pluies correspondant à une infiltration nette cumulée de près de 100 mm ($E_s \approx 84$ mm). La dynamique des ions bromures entre décembre 2013 et juillet 2014 est principalement gouvernée par 3 des 4 épisodes pluvieux supérieurs à 20 mm constaté sur la période et ayant eu lieu en juillet (24 mm les 11 et 12/07 et 39.5 mm le 20/07), sachant qu'une infiltration nette cumulée de seulement 50 mm avait été constatée jusque-là, notamment à cause des faibles précipitations printanières (Figure 4.7 et Tableau 4.5).

Enfin, la quatrième et dernière campagne de suivi est accomplie le 21/01/2015 après 298.5 mm de pluies cumulées depuis le 01/08/2014 (Tableau 4.5). Il faut noter que, le jour de la mise en place de C_4, seul l'horizon de surface présente un état hydrique plus humide que lors de C_2 (27/11/2013) et C_3 (01/08/2014), les teneurs en eau et les potentiels matriciels des horizons sous-jacents étant quasiment similaires (Annexe 4.F). De plus, malgré une pluviométrie plus faible que celle de la troisième campagne, une infiltration nette cumulée légèrement supérieure est constatée sur l'intervalle de temps qui sépare C_3 de C_4 (respectivement 147.4 et 150.1 mm). Celle-ci est non seulement expliquée par les nombreux épisodes pluvieux constatés en août 2014 (76.5 mm dont 3 évènements > 10 mm) mais également au travers des évaporations journalières très rarement supérieures à 1 mm entre septembre 2014 et janvier 2015 et associées aux épisodes pluvieux majeurs constatés durant la période, avec 26 mm le 16/10, 22.5 mm les 04 et 15/11/2014 et 24 mm le 16/01/2015 (Figure 4.7).

Finalement, près de deux ans après l'apport, la transport des ions bromures a été assurée par une infiltration nette cumulée d'un peu moins de 450 mm d'eau, associée à une pluviométrie et une évaporation réelle cumulées de respectivement 1210 et 760 mm (Tableau 4.1).

4.2.3.1 Contamination liée à l'insertion de la tarière dans le trou effectué par le carottier

Mise en place le 13/06/2013, soit 112 jours après le labour ayant suivi l'apport des bromures et l'épandage des PRO sur les parcelles en sol nu, la première campagne de suivi de la dynamique du traceur met en évidence la présence de quantités d'ions bromures au-delà de 120 cm (Annexes 4.E et 4.G). Si la présence d'écoulements préférentiels pourrait dans un premier temps être associée à ces teneurs en bromure plus élevées en fond de profil, il faut rappeler qu'à partir de 120 cm les échantillonnages sont réalisés manuellement à l'aide d'une tarière insérée dans le trou préalablement effectué par le carottier. Il semble que cette manipulation ait pu entrainer une contamination via le prélèvement de terre en provenance d'horizons supérieurs (plus chargés en Br^-) au travers des frottements induits par l'insertion de la tarière dans le trou effectué par le carottier.

Tableau 4.6 : Teneurs en bromures retrouvées sur 0–120 cm et 120-160 cm lors de la première campagne de suivi sur chaque parcelle : mise en évidence de la contamination liée aux prélèvements effectués à la tarière.

C_1 - 13/06/2013	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*
Prélèvement Carottier (C)	[g.m^{-2}]							
BOUE 0 - 120 cm	64.8	43.9	39.5	52.6	30.3	47.2	74.2	44.4
BOUE 120 - 160 cm	3.0	1.4	1.5	1.5	1.4	0.6	3.4	0.5
DVB 0 - 120 cm	10.0	40.2	22.1	54.9	38.6	30.1	50.1	29.1
DVB 120 - 160 cm	0.5	1.5	0.5	3.5	1.3	0.3	0.5	1.1
TEMOIN 0 - 120 cm	18.3	38.2	53.2	57.8	71.3	39.4	35.9	88.8
TEMOIN 120 - 160 cm	0.3	0.7	1.6	4.7	2.0	2.5	1.8	8.7

Cette affirmation est confirmée par le fait que les teneurs en ions bromures (*i*) deviennent proches de 0 ($\leq$ 0.1 g.m^{-2}) dès 100–110 cm puis augmentent significativement lorsque la tarière est utilisée pour l'échantillonnage (+ 0.5 g.m^{-2} minimum, cf. Annexe 4.G) ; (*ii*) sont plus élevées dans la première tranche prélevée à la tarière (120–130 cm) puis deviennent de plus en plus faibles au fur et à mesure que l'on se rapproche du fond du profil (sauf BOUE, cf. Annexe 4.G) ; (*iii*) les plus importantes sur 120–160 cm sont retrouvées pour le numéro de prélèvement qui comporte déjà les quantités les plus élevées sur 0–120 cm sur chaque parcelle (7 BOUE, 4 DVB et 8 TEMOIN, entourés en rouge dans le Tableau 4.6).

Par conséquent, les teneurs en bromure retrouvées sur 120–160 cm n'ont pas été prises en compte pour l'exploitation des résultats de la première campagne. De plus, trois prélèvements supplémentaires ont été opérés manuellement à partir de la seconde campagne (C_2 ; 27/11/2013) sur l'ensemble du profil 0–160 cm, à l'aide d'une tarière de section supérieure à celle du carottier (17.4 cm^2). Cela a non seulement permis l'échantillonnage d'une quantité de terre plus importante, mais également la comparaison des résultats obtenus à ceux du préleveur de sol motorisé, avec pour objectif de confirmer ou non la présence d'une contamination au moment de l'insertion de la tarière dans le trou effectué par ce dernier.

Lors de la seconde campagne, une grande précaution a ainsi été portée à l'étape d'insertion de la tarière dans le trou effectué par le carottier, dans l'objectif de réduire au minimum la présence des contaminations mises en évidence lors de la première campagne et particulièrement visibles sur la première tranche prélevée à la tarière (120–130 cm). Finalement, seuls quelques échantillonnages de la parcelle BOUE (1, 2, 5 et 7) présentent encore une augmentation visible des quantités de bromure à 120–130 cm par rapport aux prélèvements de la tranche 110–120 cm encore échantillonnée avec le carottier (Annexe 4.E). En effet, aucun des 8 prélèvements

opérés sur les parcelles DVB et TEMOIN n'est concerné par un saut dans les teneurs en bromure retrouvées de 120 à 160 cm. Enfin, les résultats des prélèvements à la tarière sur l'ensemble du profil 0–160 cm ne peuvent quant à eux pas vraiment être comparés aux résultats avec le carottier pour cette seconde campagne, au vu des nombreux pics visibles pour les prélèvements numéros 3 sur chaque parcelle et 2 sur la BOUE. Néanmoins nous constatons que les profils de concentration qui ne présentent qu'un pic principal ne voient pas leurs teneurs en bromure augmenter de manière significative sur les profondeurs 120-160 cm (Annexe 4.E).

Par conséquent la présence d'une contamination à partir de 120 cm engendrée par l'insertion de la tarière dans le trou crée par le carottier semble bel et bien confirmée pour la première campagne, justifiant la suppression des données sur 120–160 cm pour cette dernière. Bien que beaucoup moins marquée pour le second suivi, au vu notamment des précautions prises lors de l'échantillonnage, la contamination semble néanmoins toujours présente pour quelques prélèvements sur la parcelle BOUE. Ces derniers ont tout de même été pris en compte pour les calculs des bilans de masse sur 0–160 cm, des quantités d'ions bromures proches de 2 $g.m^{-2}$ pouvant en effet être retrouvées dans la tranche de sol sus-jacente (110-120 cm), alors qu'elles n'étaient jamais supérieures à 0.1 $g.m^{-2}$ lors de la première campagne de suivi.

4.2.3.2 Suivi des hétérogénéités d'apport établies selon la largeur parcellaire

Pour rappel, suite aux résultats des tests effectués lors de l'apport (« *TEST_A* »), des hétérogénéités sont attendues sur la largeur des parcelles en ce qui concerne la quantité d'ions bromures apportée, avec des valeurs supérieures à l'objectif ciblé (50 $g.m^{-2}$) épandues à proximité du pulvérisateur et inférieures en bout de rampe (Annexe 4.B). De ce fait, et selon les schémas descriptifs de l'apport (Figure 4.2) et des prélèvements effectués lors des quatre campagnes de suivi mises en place (Figure 4.4), les quantités minimales et maximales en ions bromures devraient être retrouvées respectivement pour les prélèvements (*i*) 1 et 8 sur les parcelles DVB et TEMOIN ; (*ii*) 8 et 1 sur la parcelle BOUE. La caractérisation de l'évolution des hétérogénéités d'apport en fonction du temps, et donc des campagnes de suivi mises en place, est effectuée au travers de l'examen des bilans de masse obtenus pour chaque échantillonnage avec le carottier (0–120 cm) et la tarière (120–160 cm) et par conséquent associé à la lettre « C ».

Tableau 4.7 : Quantités d'ions bromures minimales et maximales retrouvées sur 0–160 cm lors de chaque campagne de suivi et celles associées aux prélèvements 1 et 8.

	Min	*Max*	*1*	*8*	*Moyenne*
			[$g.m^{-2}$]		
BOUE C_1	30.3 [5]	74.2 [7]	64.8	44.4	55.5 (14.1)
BOUE C_2	36.7 [3]	80.1 [5]	60.9	57.2	56.1 (14.9)
BOUE C_3	12.5 [3]	54.5 [4]	38.6	41.3	37.9 (14.0)
BOUE C_4	26.6 [2]	49.1 [8]	40.4	49.1	38.0 (8.4)
DVB C_1	10.1 [1]	54.9 [4]	10.1	29.1	37.9 (14.7)
DVB C_2	34.2 [3]	61.9 [5]	46.3	55.6	51.5 (9.8)
DVB C_3	23.4 [5]	70.5 [6]	33.2	37.0	35.5 (15.0)
DVB C_4	8.7 [4]	27.9 [8]	24.7	27.9	20.6 (6.6)
TEMOIN C_1	18.3 [1]	88.8 [8]	18.3	88.8	54.3 (22.3)
TEMOIN C_2	24.1 [4]	64.5 [8]	29.5	64.5	40.3 (14.5)
TEMOIN C_3	21.5 [2]	57.1 [5]	31.0	41.5	37.1 (10.5)
TEMOIN C_4	7.1 [4]	41.0 [6]	22.1	16.0	24.3 (10.9)

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
Les nombres entre crochets correspondent au numéro du prélèvement (C) associé à la quantité minimale ou maximale d'ions bromures retrouvée.

Finalement, les hétérogénéités d'apport suspectées selon la largeur parcellaire semblent confirmées par les résultats d'analyse obtenus pour les parcelles DVB et TEMOIN pour C_1 et C_2. En effet, nous pouvons constater que les échantillonnages 1 et 8 présentent des quantités d'ions bromures qui sont soit proches, soit correspondent exactement aux *extremums* observés et encadrent constamment le bilan de masse moyen calculé sur le profil 0-160 cm ainsi que la dose ciblée de 50 g.m^{-2} pour l'apport (sauf DVB C_1, Tableau 4.7). Les valeurs obtenues sont en outre bien plus dispersées autour de la moyenne pour la première campagne, avec des écarts supérieurs à 25 g.m^{-2} (sauf [8] DVB). La dispersion croissante des solutés dans le sol à la date de la seconde campagne (J+279) masque vraisemblablement peu à peu les hétérogénéités engendrées lors de l'apport. Ceci se vérifie également à partir de l'étude des résultats des deux dernières campagnes. En effet, nous remarquons que les quantités de bromure retrouvées pour les prélèvements 1 et 8 sont très peu dispersées autour de la moyenne pour C_3 et ne la comprenne plus pour C_4, les *extremums* observés étant de plus souvent assez éloignés des teneurs en bromures retrouvées pour ces derniers (sauf [8] C_4 DVB). Concernant la parcelle BOUE, et bien que, comme attendu, les bilans de masse du prélèvement 1 soient supérieurs à ceux du 8 pour C_1 et C_2, ces derniers restent tout de même éloignés des valeurs extrêmes et n'encadrent pas toujours la moyenne observée (BOUE C_2, cf. Tableau 4.7). Les hétérogénéités d'apport sont donc plus difficilement caractérisables sur cette parcelle, ceci étant confirmé au travers des quantités d'ions supérieures retrouvées pour le prélèvement 8 par rapport au 1 à partir de C_3 et le fait que les teneurs en Br^- de ces deux derniers n'encadrent pas non plus le bilan de masse moyen calculé pour la campagne de suivi (Tableau 4.7).

En définitive, les hétérogénéités d'apport engendrées selon la largeur parcellaire le 18/02/2013 semblent encore caractérisables lors de la seconde campagne de suivi soit près de 300 jours après le labour (t_0). Néanmoins, ces dernières sont peu à peu masquées par la dispersion des solutés dans le sol et difficilement visibles lors de la réalisation de C_3, et donc lorsque des quantités considérables d'ions bromures ont déjà été lixiviées sous la dernière tranche de sol pouvant être prélevée (150–160 cm, cf. Annexe 4.E), soit pour une pluviométrie et une infiltration nette cumulée de près de respectivement 910 et 300 mm.

4.2.3.3 Justification du choix de CXTFIT pour l'étude des profils de concentration

Dans la littérature, l'analyse des profils de concentration ou des courbes de percée obtenus dans le cadre de l'étude du transport de divers contaminants en milieux poreux est souvent effectuée en utilisant la méthode des moments (Chalhoub et al., 2013 ; Govindaraju et Das, 2007 ; Valocchi, 1985) ou par l'ajustement de courbes expérimentales par la méthode des moindres carrés non linéaires grâce à un programme tel que CXTFIT (Toride et al., 1995 ; Wang et al., 2013). Dans le premier cas, le moment d'ordre 0 (μ_0) permet le calcul des bilans de masse sur chaque profil de sol étudié selon l'Équation 4-10 (Govindaraju et Das, 2007) :

$$\mu_0 = \int_{z=0}^{z=160} \rho_b \, C_m \, d_z \qquad \textbf{Équation 4-10}$$

avec μ_0 le bilan de masse correspondant à un prélèvement donné sur le profil 0–160 cm [$g.m^{-2}$], ρ_b la masse volumique apparente [$g.cm^{-3}$], C_m la concentration massique du bromure dans le sol, définie par le rapport de la masse d'ions bromures à la masse de sol sec [$mg.kg^{-1}$ MS] et z la profondeur [cm].

Les moments normalisés d'ordre 1 et 2 (μ_1^* et μ_2^*) donnent quant à eux respectivement la profondeur moyenne du soluté et la variance décrivant l'étalement du profil (Skopp, 1985) et permettent par conséquent de calculer la dispersivité associée à son transport. Néanmoins, la mise en place de la méthode des moments suppose une injection instantanée et localisée en un point donné ce qui ne représente pas notre cas d'étude, les quantités d'ions bromures apportées étant initialement considérées comme équitablement réparties dans l'horizon de surface (0–28 cm) suite au labour réalisé le 22/02/2013. De plus, l'analyse des moments d'ordre supérieurs à 0 implique l'absence de perte de masse, notamment par lixiviation, sous la dernière profondeur étudiée. À la date de la mise en place de la troisième campagne de suivi, soit pour une pluviométrie et une infiltration nette cumulée de respectivement 908.4 et 292.7 mm depuis le labour du 22/02/2013 (Tableau 4.1), des quantités considérables d'ions bromures ont été lixiviées sous 160 cm (Annexe 4.E) rendant par conséquent impossible l'application de la méthode des moments sur les résultats des deux derniers suivis.
Par conséquent, bien que la caractérisation des différences entre résultats obtenus à l'aide de CXTFIT et de la méthode des moments aurait pu se montrer intéressante (Pang et al., 2003), le fait que cette dernière ne puisse être mise en place que pour les deux premières campagnes ne présente finalement que peu d'intérêt. Les bilans de masse sur le profil 0–160 cm ont de ce fait été calculés pour chaque échantillonnage uniquement selon la méthode des moments d'ordre 0 (μ_0, Équation 4-10), tandis que la profondeur moyenne du soluté, l'étalement du profil de concentration et les dispersivités associées sont uniquement étudiés au travers du calage des paramètres v et D via CXTFIT (§ 4.1.6.1.A). Ce programme permet en effet de définir la quantité initiale d'ions bromures à t_0, cette dernière pouvant être appliquée à notre cas d'apport (50 $g.m^{-2}$ sur 0-28 cm). La description de la dynamique des ions bromures a été effectuée selon un écoulement permanent et au travers du calage des paramètres v et D par l'équation classique de convection-dispersion (CDE) à partir des données expérimentales. Des simulations du transport des ions bromures pourront ainsi être effectuées même si l'information sur le profil 0–160 cm n'est plus que partielle.

Les résultats des calages effectués à l'aide de CXTFIT pour chaque campagne de suivi en considérant un apport de 50 $g.m^{-2}$ et un transport selon le modèle CDE basé sur un écoulement permanent sont représentés sur la Figure I et dans le Tableau I en Annexe 4.H. Nous remarquons l'absence de données pour certains prélèvements dont les paramètres n'ont pu être calés. En effet, les profils de teneurs en Br^- modélisés à l'aide de CXTFIT à partir du modèle convectif-dispersif (CDE) sont basés sur un apport de 50 $g.m^{-2}$ et présentent une distribution qui suit une loi normale. L'allure gaussienne de la courbe obtenue peut donc être très éloignée de celle constatée expérimentalement rendant par conséquent peu précise l'optimisation par méthode inverse du paramètre qui caractérise la vitesse moyenne de l'eau dans les pores (v) ou plus fréquemment de celui qui définit le coefficient de dispersion [D]. En définitive, les prélèvements pour lesquels les paramètres ne peuvent être calés à travers l'obtention d'erreur type du même ordre de grandeur que la valeur optimisée et/ou qui

présente un mauvais coefficient de détermination ($R^2 < 0.6$), synonyme d'une régression médiocre entre données observées et prédites, n'ont pas été considérés pour l'exploitation des résultats avec CXTFIT.

4.2.3.4 Étude des bilans de masse moyens et tests statistiques associés

4.2.3.4.A Bilans de masse et profils de concentration retrouvés lors des suivis

Les études des bilans de masse et des profils de concentration retrouvés pour chaque campagne ont été réalisées en utilisant les données dites « brutes » prenant donc en considération l'ensemble des échantillons ou celles dites « modifiées » qui tiennent compte de la suppression des prélèvements pour lesquels le calage des paramètres v et D par méthode inverse à l'aide de CXTFIT est impossible ou insatisfaisant ($R^2 < 0.6$, cf. § 4.2.3.3). Par conséquent, l'ensemble des bilans de masse obtenus pour chaque campagne d'échantillonnage et les moyennes « brutes » et « modifiées » à partir de CXTFIT (appelées « Moyenne CXTFIT ») calculées selon l'outil considéré sont représentés sur les Figures I, II et dans le Tableau I en Annexe 4.I, tandis que les profils de concentration correspondant peuvent être consultés en Annexe 4.E.

Dans un premier temps, nous constatons que, associés à leurs écarts-types respectifs, les bilans de masse moyens prenant en compte la totalité des échantillonnages effectués pour C_1 [C] et C_2 (C + T) comprennent non seulement la dose ciblée pour l'apport (50 $g.m^{-2}$, Figure 4.8) mais également celles estimées après l'exploitation des résultats des tests effectués au cours de l'apport (« *TEST_A* »). Nous remarquons néanmoins qu'après suppression des échantillonnages dont les profils ne peuvent être convenablement simulés à l'aide de CXTFIT (*i*) les bilans de masse moyens se rapprochent globalement de l'objectif d'apport de 50 $g.m^{-2}$ initialement ciblé avec des erreurs relatives qui deviennent inférieures à 11 % (sauf C_1 TEMOIN) ; (*ii*) les écarts-types et CV associés aux bilans de masse moyens sont généralement inférieurs à ceux obtenus avec les données « brutes » ; (*iii*) l'allure des profils de concentration en ions bromures des parcelles DVB (C_1) et TEMOIN (C_2) se rapproche considérablement des deux autres, notamment à proximité du pic où les quantités moyennes de bromures augmentent de façon non négligeable (Figure 4.9), bien que les écarts-types associés restent considérables (Figure III en Annexe 4.I).

Par conséquent, et vu que les quantités d'ions bromures lixiviées sous la dernière tranche de sol analysable (150–160 cm) semblent être négligeable à la date de la mise en place de C_2 (Figure 4.9), ces résultats semblent indiquer que les solutés ont été apportés à hauteur de la dose ciblée au départ. Un avantage supplémentaire que présente l'utilisation de CXTFIT, en plus de l'étude des profondeurs moyennes du soluté, des étalements du profil et des dispersivités associées à chaque campagne (§ 4.2.3.5), concerne par conséquent la mise à l'écart des échantillonnages dont la description ne peut pas être convenablement assurée par le modèle convectif-dispersif. De ce fait, et comme cela sera vérifié au § 4.2.5.1, les modélisations effectuées via HYDRUS-1D à l'aide du modèle CDE devraient présenter de meilleurs coefficients d'efficience lorsque les données modifiées selon les résultats obtenus à l'aide de CXTFIT sont prises en compte.

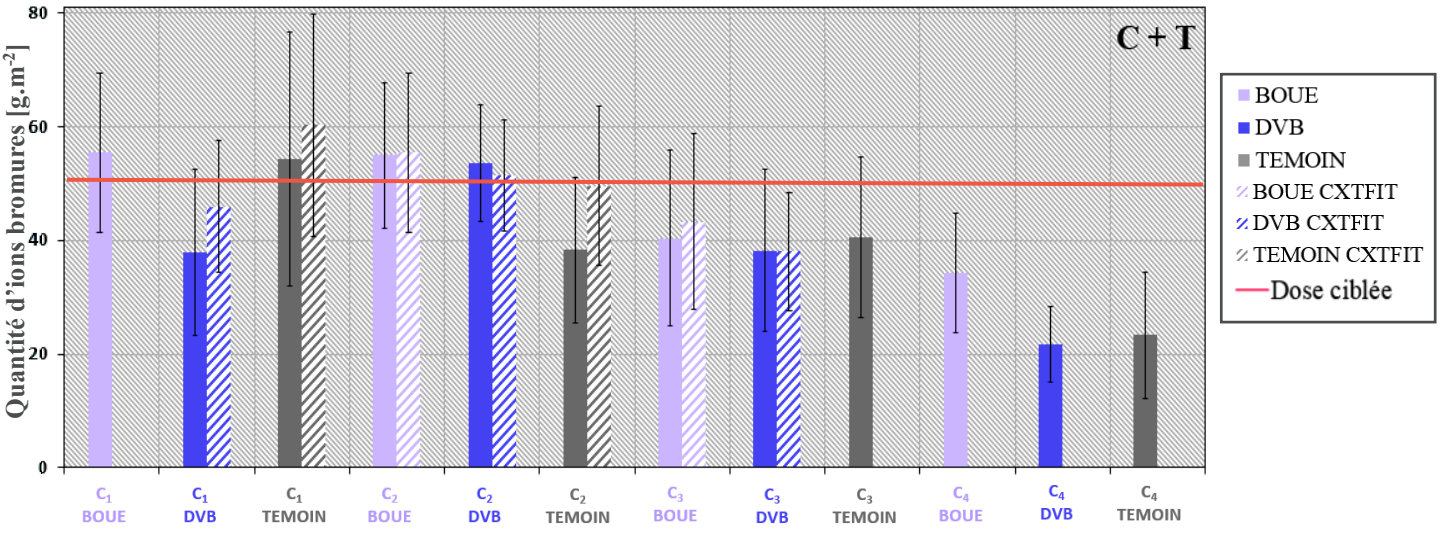


Figure 4.8 : Bilans de masse bruts et modifiés retrouvés pour chacune des parcelles étudiées lors de la mise en place des quatre campagnes de suivi.
L'absence de barres hachurées signifie que tous les échantillonnages ont été pris en compte dans le cadre des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT.

La mise en place de la troisième campagne de suivi de la dynamique du traceur sur les parcelles en sol nu permet de constater que des quantités considérables d'ions bromures ont été lixiviées au-delà de 160 cm de profondeur (Figure 4.9). En effet, si l'étude des bilans de masse obtenus pour les deux premières campagnes a permis de conclure à un apport voisin de 50 $g.m^{-2}$, nous remarquons que seule une minorité des prélèvements effectués lors de C_3 présentent des quantités d'ions Br^- supérieures à cette dose sur 0-160 cm (Figure I en Annexe 4.I). Nous observons finalement qu'approximativement 10 $g.m^{-2}$ semblent en moyenne avoir été lixiviés sous 160 cm au 01/08/2014 (Tableau I en Annexe 4.I) et donc pour une infiltration nette d'eau cumulée légèrement inférieure à 150 mm depuis C_2 et 300 mm depuis le labour du 22/02/2013 (Tableau 4.1 et Tableau 4.5). De plus, le nombre de prélèvements non considérés à partir des résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT est généralement inférieur à celui des campagnes précédentes (sauf DVB) aboutissant à de faibles différences en termes de profils de concentration, bilans de masse moyens et écarts-types associés, ces derniers étant comparables à ceux constatés sur les moyennes « brutes » (Figure 4.8 et Figure 4.9).

Enfin, la quatrième campagne de suivi (21/01/2015) permet de constater que, dans la continuité des observations effectuées pour C_3, tous les bilans de masse de chaque prélèvement individuel sont inférieurs à 50 $g.m^{-2}$ (Figure I et Tableau I en Annexe 4.I). Nous remarquons que les quantités moyennes d'ions bromures retrouvées sur 0–160 cm pour les parcelles DVB et TEMOIN sont quasiment divisées par deux par rapport à C_3, suite à l'infiltration nette supplémentaire de près de 150 mm d'eau dans le sol depuis le 01/08/2014 (Figure 4.8 et Tableau 4.5). Néanmoins, la parcelle BOUE présente un bilan de masse moyen proche de celui calculé pour C_3, notamment au vu des quantités importantes de bromure retrouvées entre 50 et 120 cm pour les prélèvements effectués avec le carottier [C]. Ces dernières sont d'ailleurs souvent supérieures ou équivalentes à celles retrouvées pour C_3, des bilans de masse plus élevés étant en effet constatés sur 0-160 cm pour cinq des huit prélèvements effectués sur cette parcelle (Figure 4.9 et Tableau I en Annexe 4.I).

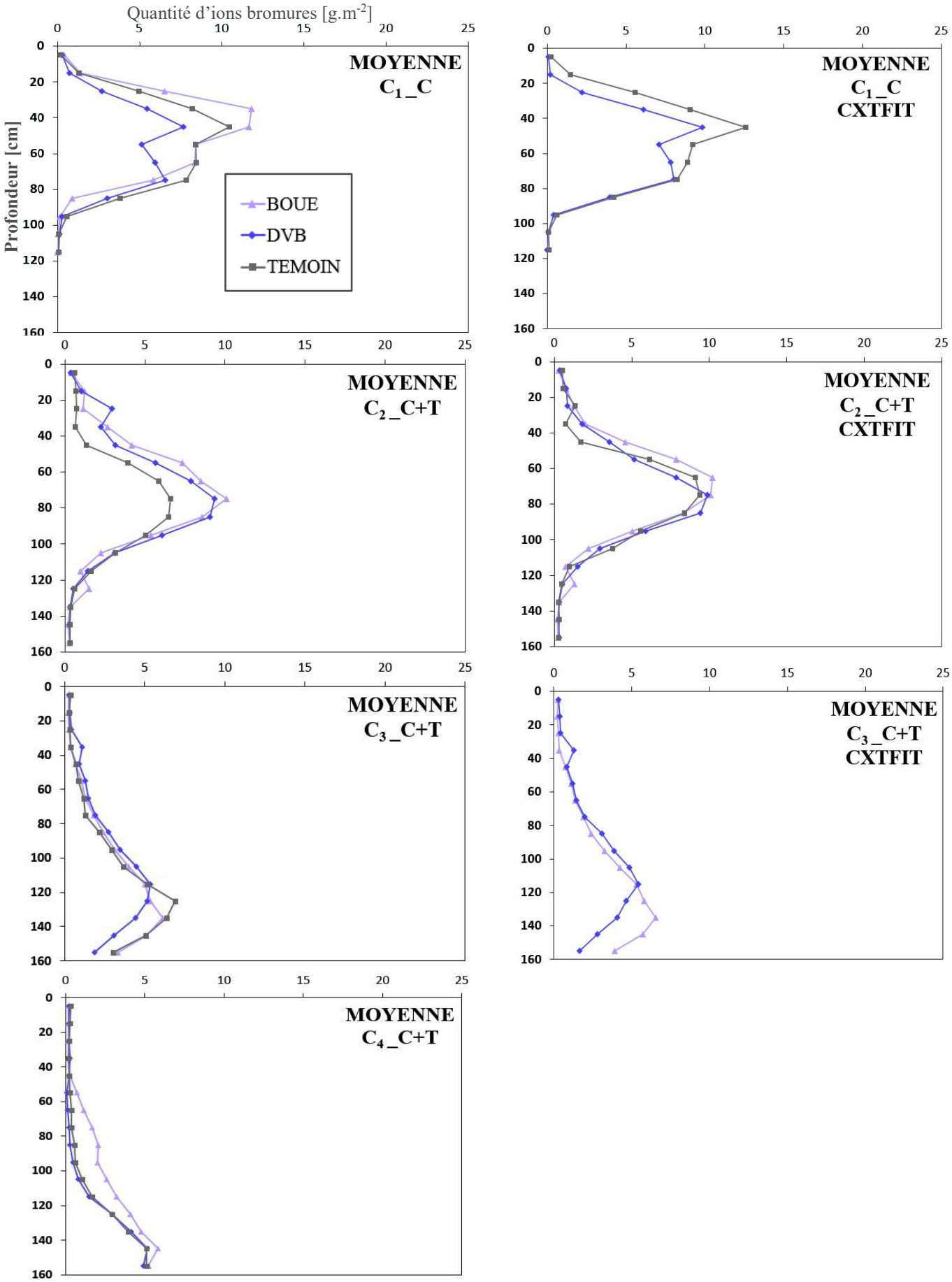


Figure 4.9 : Profils de teneurs en bromure obtenus selon la profondeur pour chacune des campagnes de suivi mises en place.
L'absence de profils de concentration pour C_3 TEMOIN et C_4 signifie que l'ensemble des échantillonnages individuels ont convenablement été modélisés à l'aide de CXTFIT. Pour assurer une bonne visibilité et permettre une comparaison aisée des résultats obtenus sur chaque parcelle, les écarts-types associés à chaque teneur en ions bromures ne figurent pas sur les courbes présentées ci-dessus mais peuvent être consultés sur la Figure III en Annexe 4.I.

Ces résultats semblent finalement assez étonnants car l'infiltration nette d'eau conséquente constatée entre C_3 et C_4 a engendré une lixiviation important des solutés sur les deux autres parcelles avec des teneurs en bromures inférieures à 1 $g.m^{-2}$ jusqu'à 100–110 cm (Annexe 4.E). De plus, les bilans de masse calculés à partir des trois échantillonnages effectués uniquement à la tarière sont très proches pour les trois parcelles et semblables à ceux du carottier pour le DVB et le TEMOIN (Annexe 4.E et Figure II en Annexe 4.I) et sont donc également en contradiction avec ceux obtenus avec le carottier sur la BOUE.

4.2.3.4.B Résultats des tests statistiques associés aux bilans de masse

En parallèle aux études effectuées ci-dessus, des tests statistiques ont été réalisés pour mettre en évidence d'éventuelles différences entre les quantités moyennes de bromure retrouvées sur 0–160 cm selon (*i*) la prise en compte de l'ensemble des résultats des onze échantillonnages ou de ceux modifiés à partir des résultats des modélisations réalisées à l'aide de CXTFIT ; (*ii*) le type d'outil utilisé pour le prélèvement ; (*iii*) la parcelle étudiée (Tableau II en Annexe 4.I).

Les ANOVA mises en place au seuil de significativité de 0.05 pour les données obtenues avec chaque outil (C et T) et celles constatés avec la prise en compte de l'ensemble des données (C+T) permettent tout d'abord de caractériser l'absence de différence significative entre bilans de masse moyens bruts et modifiés. Ces résultats semblent plutôt logiques au vu des écarts-types souvent conséquents associés aux bilans de masse moyens « bruts » ($19 < CV < 42$ %) et qui recouvrent constamment la moyenne de ceux « modifiés » pour une même parcelle, et réciproquement (Figure 4.8).

De même, aucun effet significatif de l'outil de prélèvement n'est mis en évidence au seuil de 5 %, bien que la valeur-p soit comprise entre 0.05 et 0.1 pour les comparaisons des résultats obtenus avec le carottier et la tarière dans le cas de (*i*) C_3 pour la parcelle DVB (données CXTFIT) ; (*ii*) C_4 pour la parcelle BOUE.

Enfin, les ANOVA réalisées sur les bilans de masse moyens établis pour chaque campagne permettent la mise en évidence de différences entre parcelles pour C_2, avec des quantités totales d'ions bromures significativement inférieures retrouvées sur 0–160 cm pour la parcelle TEMOIN par rapport aux parcelles amendées d'après un test *post-hoc* de Bonferroni ($p < 0.01$). Ces différences statistiques sont majoritairement influencées par les résultats obtenus avec la tarière (T) (Tableau II en Annexe 4.I), la suppression de ces dernières dans le cas de moyennes CXTFIT ayant pour conséquence l'absence d'effet traitement, en prenant en compte les bilans de masse modifiés. De plus, un effet significatif ($p < 0.05$) est également visible pour C_4, avec un bilan de masse moyen statistiquement supérieur pour la parcelle BOUE par rapport aux deux autres. Celui-ci est attribué aux prélèvements effectués avec le carottier dont les résultats diffèrent (*i*) statistiquement de ceux du DVB et du TEMOIN ($p < 0.01$, cf. Tableau II en Annexe 4.I) ; (*ii*) des échantillonnages avec la tarière sur la BOUE (Annexe 4.E et Figure II en Annexe 4.I), étant de ce fait à l'origine d'un effet outil proche d'être statistiquement souligné ($0.05 < p < 0.1$).

En définitive, hormis dans le cas de C_4 sur la parcelle BOUE, l'étude des bilans de masse retrouvés lors de chacune des quatre campagnes de suivi reste en accord avec les conclusions des tests effectués dans le cadre de l'apport du bromure (« *TEST-A* » et « *TEST-H* ») et permet par conséquent de conclure que des quantités d'ions Br- relativement similaires ont été épandues sur chacune des trois parcelles en sol nu et que ces dernières sont finalement proches de la dose de 50 $g.m^{-2}$ initialement ciblée.

4.2.3.5 Résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT : études de la profondeur du soluté, de l'étalement du profil et de la dispersivité

4.2.3.5.A Profondeur moyenne des ions bromures

Dans un premier temps, nous remarquons que la profondeur moyenne où sont situés les ions bromures augmente logiquement avec la pluviométrie cumulée et plus particulièrement avec l'infiltration nette cumulée constatée depuis l'apport. De ce fait, nous observons qu'entre C_1 et C_2, les ions ont été lixiviés sur 20 cm en moyenne pour une infiltration nette d'approximativement 90 mm depuis C_1, alors qu'entre C_2-C_3 et C_3-C_4 une infiltration nette cumulée proche de 150 mm engendre une lixiviation supplémentaire comprise entre 40 et 55 cm selon les parcelles (Figure 4.10-A, Figure II en Annexe 4.H et Tableau 4.5). De plus, les coefficients de variation associés aux profondeurs moyennes du soluté sont généralement comparables pour les quatre campagnes et compris entre 11 (C_2 BOUE) et 26 % (C_1 TEMOIN) pour l'ensemble des échantillonnages effectués (C+T, Tableau I en Annexe 4.H).

Toutefois, les profondeurs moyennes du bromure constatées après la mise en place de la première campagne sont comprises entre 47 et 56 cm selon la parcelle et semblent quelque peu élevées au vu de l'infiltration nette cumulée de moins de 60 mm observée sur la période (Figure 4.10-A et Tableau 4.5). Il faut cependant rappeler que les bromures ont été apportés le 18/02/2013 et incorporés dans l'horizon de surface par le labour mis en place le 22/02/2013. La quantité épandue (50 $g.m^{-2}$) est de ce fait initialement considérée comme équitablement répartie sur 0–28 cm et une distance moyenne de 14 cm est donc estimée comme étant déjà parcourue à t_0. Par conséquent, des distances moyennes comprises entre 33 et 42 cm ont semble-t-il été parcourues par les ions bromures entre la date de mise en place du labour et celle de C_1. Ceci représente une distance (*i*) supérieure à celle constatée entre C_1-C_2 pour une infiltration nette cumulée inférieure ; (*ii*) parfois proches des distances observées entre C_2-C_3 et C_3-C_4, alors que l'infiltration nette cumulée est 2.5 fois supérieure pour ces dernières. Plusieurs hypothèses pourraient cependant expliquer ces constatations avec (*i*) l'influence plus marquée des 38 épisodes pluvieux inférieurs ou égaux à 10 mm sur la dynamique des ions bromures (Tableau 4.5), ces derniers étant principalement situés dans les deux premiers horizons du sol entre t_0 et C_1 ; (*ii*) une évaporation réelle (E_s) surestimée entre février et juin 2013 aboutissant à une sous-estimation de l'infiltration nette cumulée calculée sur la période ; (*iii*) la présence de quantités d'ions bromures plus importantes à proximité du fond du labour par rapport à la surface suite au labour. En effet, comme une lame d'eau de seulement 4 mm a été apportée le 18/02/2013, il est probable que la majorité des ions bromures soit encore située dans les dix

premiers cm du sol quatre jours plus tard sachant qu'aucune pluie n'a été constatée durant cet intervalle de temps. Le retournement de l'horizon de surface engendré par le labour a ainsi pu induire la présence de quantités d'ions bromures plus importantes à proximité du fond du labour.

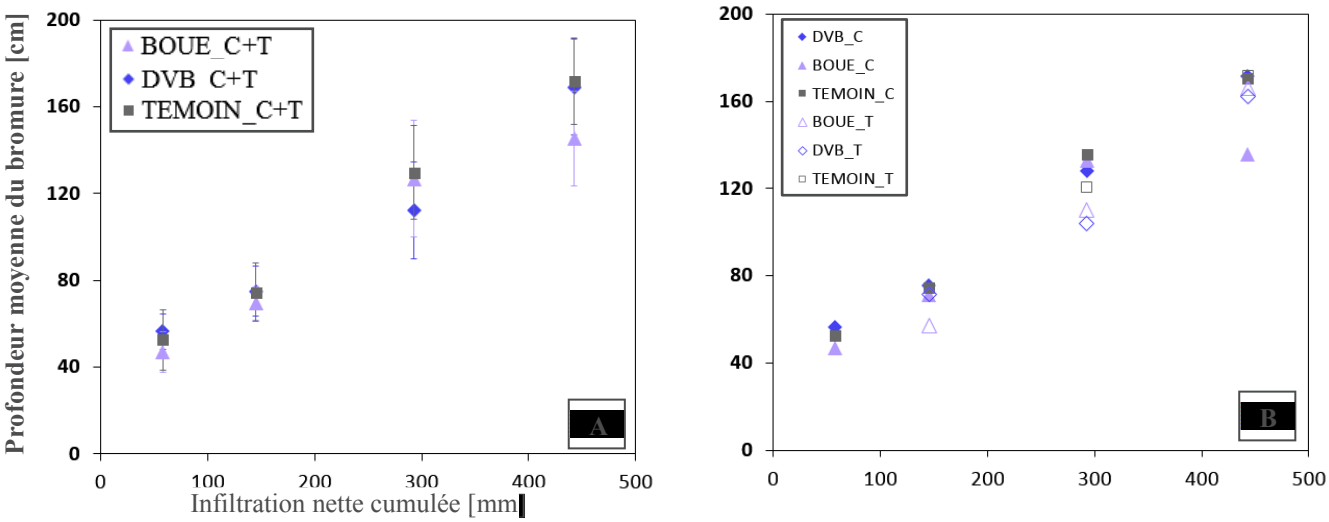


Figure 4.10 : Profondeurs moyennes des ions bromures retrouvées pour chaque campagne de suivi en fonction de l'infiltration nette cumulée.

Aucun effet significatif de l'outil de prélèvement et donc de la taille de l'échantillon prélevé n'est mis en évidence au travers des analyses de variance effectuées sur les profondeurs moyennes du soluté selon que les prélèvements aient été effectués avec le carottier (2.6 cm^2) ou intégralement à la tarière (17.4 cm^2, $p > 0.05$ cf. Tableau II en Annexe 4.H). Nous pouvons néanmoins remarquer que les profondeurs moyennes des ions bromures constatées suite aux échantillonnages réalisés à la tarière sur le profil 0–160 cm sont constamment inférieures à celles établies avec le carottier (cf. Figure 4.10-B, sauf cas particulier de la BOUE pour C_4 discuté ci-dessous), bien que les écarts-types associés à ces dernières recouvrent généralement les premières et inversement (Figure II en Annexe 4.H).

L'absence d'effet traitement sur les profondeurs moyennes du soluté est également observée pour les trois premières campagnes à partir des ANOVA effectuées pour les résultats des prélèvements avec le carottier [C], la tarière (T) où en considérant l'ensemble des échantillonnages (C+T) (Tableau II en Annexe 4.H). Cependant, des différences statistiques sont constatées pour C_4 avec des profondeurs moyennes constatées pour les ions sur la parcelle BOUE significativement inférieures à celles des deux autres parcelles ($p < 0.01$), pour les prélèvements effectués avec le carottier. Cependant, ceux réalisés avec la tarière ne présentent aucun effet traitement significatif, un effet de l'outil étant par ailleurs quasiment établi statistiquement ($0.05 < p < 0.1$).

4.2.3.5.B Étalement du profil de concentration en ions bromures

À partir du calage des paramètres de vitesse moyenne de l'eau dans les pores (v) et du coefficient de dispersion [D] à l'aide de CXTFIT pour chaque échantillonnage, l'étalement (variance) du profil de concentration en bromures d'un échantillonnage donné peut s'écrire selon l'Équation 4-11 (Govindaraju et Das, 2007) :

$$\sigma^2 = 2Dt \qquad \textbf{Équation 4-11}$$

avec σ^2 la variance de la distribution des concentrations en bromures [cm^2], D le coefficient de dispersion [$cm^2.j^{-1}$] et t le jour de la mise en place de la campagne depuis le travail du sol ayant suivi l'apport.

Nous observons que l'étalement moyen du profil associé à la prise en compte de l'ensemble des échantillonnages pouvant être modélisés à l'aide de CXTFIT est relativement similaire et compris entre 260 et 325 cm^2 pour l'ensemble des parcelles lors des deux premières campagnes de suivi. Pour une profondeur moyenne du soluté supérieure à 100 cm et donc à partir de C_3, nous constatons que l'étalement moyen du profil, bien qu'encore une fois relativement proche entre parcelles et pour les deux campagnes, augmente de plus de 1000 cm^2 par rapport à C_1 et C_2 pour cette fois ci être compris entre 1300 et 2200 cm^2 (Figure 4.11 et Tableau I en Annexe 4.H). Ces augmentations sont corrélées à des écarts-types et coefficients de variation généralement supérieurs, ces derniers pouvant dépasser 100 % (131 % pour C_4 C+T DVB).

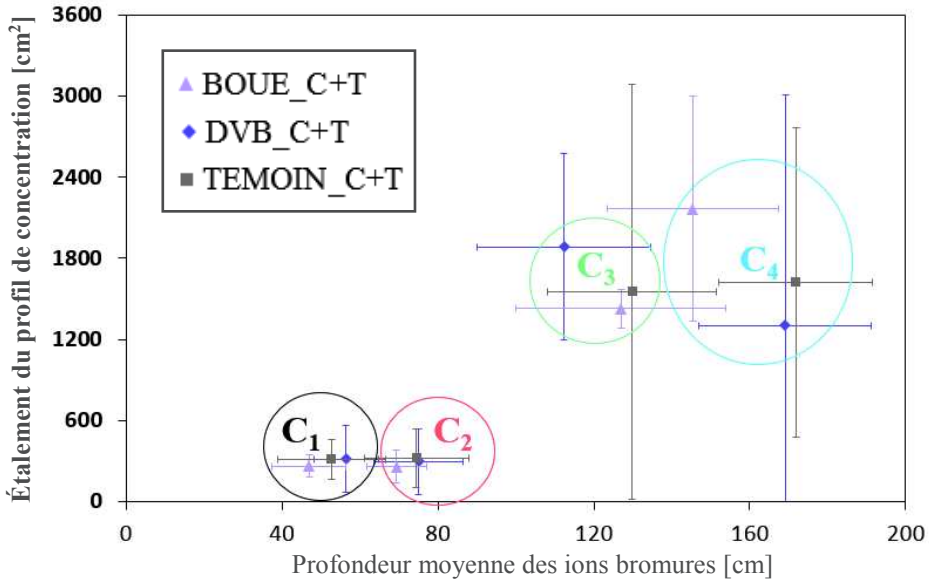


Figure 4.11 : Évolution de l'étalement du profil avec la profondeur moyenne des ions bromures pour l'ensemble des échantillonnages effectués (C+T).

Au vu des similitudes des étalements des profils de concentration entre parcelles pour une même campagne, aucun effet traitement ne peut être mis en évidence au travers des ANOVA effectuées ($p > 0.05$), quels que soient les échantillonnages considérés (C, T ou C+T). De plus, et malgré des étalements moyens généralement inférieurs retrouvés pour les profils de concentration effectués à la tarière (sauf C_2 DVB, cf. Figure III en Annexe 4.H), un effet outil significatif ($p < 0.05$) est établi uniquement pour C_4 sur la parcelle BOUE.

4.2.3.5.C Étude de l'évolution de la dispersivité

L'étude de l'évolution des dispersivités selon chaque campagne peut également être mise en place suite aux calages des paramètres v et D à l'aide de CXTFIT, à travers la relation suivante (Toride et al., 1995) :

$$\lambda = \frac{D}{v}$$ **Équation 4-12**

Des constatations proches de celles faites à propos des étalements des profils de concentration sont réalisées à partir des études effectuées sur les valeurs de dispersivité. Les deux premières campagnes présentent en effet des dispersivités moyennes relativement proches, quoique légèrement supérieures pour C_1, et comprises entre 2.4 et 4.1 cm (Tableau I en Annexe 4.H). Celles-ci sont également constamment supérieures pour C_3 et C_4, bien que les écarts constatés par rapport aux deux premières campagnes ne soient pas aussi marqués que dans le cas des étalements (Figure 4.11 et Figure 4.12-A). Enfin, les coefficients de variation obtenus sont relativement variables selon la campagne et la parcelle et compris entre 16 (C_3 BOUE) et 117 % (C_2 DVB), bien que la BOUE présentent des écarts-types plus faibles que ceux des deux autres parcelles (Figure 4.12-B).

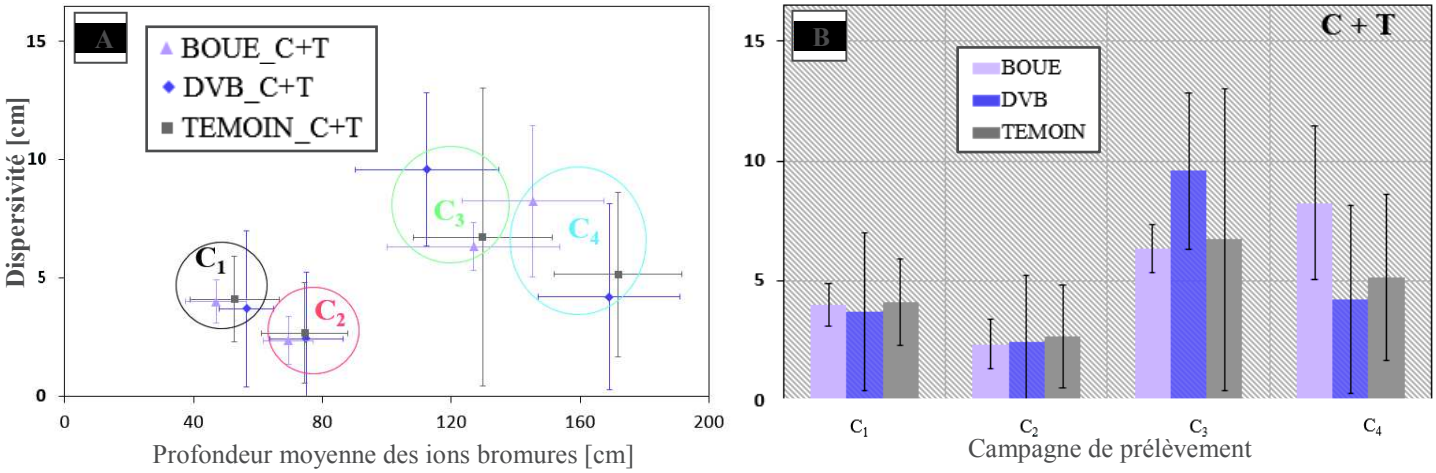


Figure 4.12 : Évolution des valeurs de dispersivité moyennes avec la profondeur moyenne des ions bromures, ou selon la campagne de prélèvement considéré, pour l'ensemble des échantillonnages effectués (C+T).

De plus, et comme établi pour les deux caractéristiques déjà étudiées ci-dessus à partir des résultats CXTFIT, des dispersivités généralement plus faibles sont retrouvées avec les prélèvements mis en place intégralement à la tarière (Figures IV et V en Annexe 4.H). Cependant, les écarts-types associés aux valeurs de dispersivité constatées pour un outil donné recouvrent une nouvelle fois généralement la moyenne observée avec l'autre outil, engendrant ainsi la quasi-absence d'effet statistiquement significatif au travers des ANOVA mises en place ($p > 0.05$, cf. Tableau IV en Annexe 4.H). Comme pour l'étude des variances (Tableau III en Annexe 4.H), seuls les résultats de la quatrième campagne sur la parcelle BOUE présentent un effet significatif ($p < 0.05$), avec des dispersivités statistiquement inférieures obtenues avec la tarière par rapport au carottier. Un effet traitement est d'ailleurs une nouvelle fois proche d'être établi statistiquement pour ce dernier ($0.05 < p < 0.1$), avec des dispersivités supérieures constatées sur la BOUE par rapport aux deux autres parcelles.
Enfin, le fait que des différences de plusieurs cm puissent être constatées entre chaque campagne nous amènera à considérer des valeurs de dispersivités spécifiques à chaque horizon du profil de sol et selon la profondeur moyenne où se situe le soluté au jour de la réalisation de la campagne de prélèvement (Figure 4.12-A).

Ces résultats viennent confirmer ceux observés pour les profondeurs moyennes retrouvées pour les ions bromures et les étalements moyens du profil de concentration (§ 4.2.3.5.A et § 4.2.3.5.B) avec la présence de disparités entre campagnes et des résultats relativement proches entre parcelles et selon le type d'outil considéré. En effet, les seules différences marquées sont obtenues pour la dernière campagne (C_4) sur la parcelle BOUE, où les profondeurs, les étalements et les dispersivités moyennes présentent des effets outil et

traitement généralement statistiquement significatifs ou à la limite de l'être. En accord avec les observations réalisées lors des études statistiques associées aux bilans de masse (§ 4.2.3.4), celles-ci sont principalement attribuées aux profils de concentration établis avec le carottier [C] dont la suppression va être prise en compte dans le cadre des modélisations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D (§ 4.2.5.1).

4.2.4 Suivi des concentrations en ions bromures et flux associés retrouvés dans l'eau de drainage des six cases lysimétriques

Comme précisé en partie matériels et méthodes (§ 4.1.3.2), l'apport des ions bromures a été effectué le 20/02/2013 simultanément sur les six cases lysimétriques à l'aide d'une double rampe d'irrigation (Figure 4.3). Suite à cela, le suivi des concentrations en bromure retrouvées en sortie de cases et le calcul des flux associés ont été assurés via des prélèvements d'eau de drainage réalisés sur près de 130 dates pour chaque case entre le 25/02/2013 et le 05/02/2015, soit sur une période d'approximativement deux ans.

4.2.4.1 Cas particulier de la Case 4 (TEMOIN)

Comme détaillé au § 2.5.3, cinq sondes TDR Campbell CS605 ont été implantées sur le profil de la Case 4 (TEMOIN) le 01/08/2013. La manipulation a toutefois engendré un léger un décalage du sol de la Case 4 de quelques cm le long du profil instrumenté (Image 4.10) ayant pour conséquence la présence d'écoulements préférentiels. En effet, ces derniers ont été constatés le temps que l'écartement créé se comble à nouveau, soit principalement durant les mois d'août et septembre 2013. Nous pouvons notamment citer l'épisode pluvieux de 24 mm cumulés les 06 et 07/08/13 et la présence d'eau de drainage uniquement dans le flacon de récupération de la Case 4, ces volumes n'ayant logiquement pas été analysé ni pris en compte pour les études des drainages effectuées au § 3.2.3.3. De même, une reprise de drainage anticipée a été observée sur la Case 4 le 07/09/2013, suite aux 21 mm de pluies observés le jour même tandis que celle des autres cases est constatée quelques jours plus tard. Ayant finalement peu d'impact sur les drainages cumulés, au vu de l'absence de drainage durant la majeure partie de l'été 2013, nous verrons cependant ci-dessous que ces écoulements préférentiels ont impactés de façon non négligeable la dynamique des ions bromures constatée sur la Case 4, limitant de ce fait les comparaisons avec celle des autres cases lysimétriques.



Image 4.10 : Instrumentation de la Case 4 et profil concerné par le décalage et les écoulements préférentiels associés.

4.2.4.2 Concentrations retrouvées dans l'eau de drainage

Nous remarquons tout d'abord que les premières traces de bromure supérieures à 2 $mg.L^{-1}$ ont été retrouvées suite à la reprise de drainage ayant suivi l'été 2013 et donc pour le premier prélèvement réalisé en septembre 2013 sur chaque case, soit entre 201 (Case 2-DVB) et 215 (Case 4-TEMOIN) jours après l'apport du 20/02/2013 (Tableau 4.8). Comme attendu, la Case 4 est donc celle dont le prélèvement a été effectué en dernier car les écoulements préférentiels prenant place le long du profil instrumenté ont engendré un déficit en eau par rapport aux autres cases. Ce dernier peut être caractérisé au travers d'une différence de stock maximale de 13.3 mm établie entre Cases 1 et 4 au cours du mois d'août 2013 (Figure 3.35). De même, nous constatons que l'augmentation des concentrations retrouvées dans l'eau de drainage entre septembre et novembre 2013 (mise en évidence en rouge sur la Figure 4.13), soit pour 100 à 180 mm drainés depuis l'apport, se fait plus lentement pour la Case 4 que sur l'ensemble des autres cases (Annexe 4.J). La dynamique des bromures est en effet logiquement ralentie sur cette dernière durant les premiers mois de suivi à cause du déficit initial concernant le stock d'eau du profil évoqué ci-dessus. Néanmoins, malgré le transport de solutés initialement ralenti par les écoulements préférentiels induits par l'étape d'instrumentation (§ 4.2.4.1), une augmentation importante des concentrations en bromures est constatée fin 11/2013 (en vert sur la Figure 4.13). Celle-ci a pour conséquence un pic de Br^- de 267 $mg.L^{-1}$ retrouvé après un prélèvement effectué le 02/12/2013, soit 285 jours après l'apport et pour seulement 195.7 mm drainés et donc au minimum 25 jours plus tôt et pour 20 mm drainés en moins que les autres cases (Figure 4.13 et Tableau 4.9). Il semble donc que les manipulations liées à l'instrumentation aient perturbé la dynamique des ions bromures observée sur la Case 4, entravant par conséquent les comparaisons avec celles des autres cases lysimétriques.

Les concentrations correspondant au pic d'ions bromures sur les cinq autres cases sont comprises entre 272 (Case 5-DVB) et 358 $mg.L^{-1}$ (Case 3-BOUE) et constatées pour des prélèvements effectués entre le 27/12 et le 29/12/2013 soit 310 à 312 jours après l'apport et pour une infiltration nette cumulée comprise entre 157.2 et 172.2 mm depuis le 20/02/2013 (Tableau 4.9). Celles-ci correspondent aux différences de drainage inter-cases les plus marquées, avec des drainages compris entre 216.1 (Case 5) et 240.6 mm (Case 3), soit des écarts de respectivement -24.8 (71.3 mm) et -16.3 % (46.8 mm) par rapport à la capacité de rétention en eau définie sur la Case 1 (TEMOIN) à l'aide d'une sonde à neutrons en 2001 (287.4 mm). La cohérence de cette dernière a, pour rappel, été confirmée par les études sur les données de teneurs en eau fournies par les sondes TDR implantées sur les Cases 1 et 4 (Figure 3.34). Nous pouvons donc conclure à la présence probable d'un transport préférentiel des ions bromures accélérant leur dynamique sur l'ensemble des cases.
De nombreux auteurs ont montré qu'une perturbation du régime hydrique induite par la mise en place de drains agricoles au champ (Haws et al., 2005 ; Köhne et al., 2006) ou de cases lysimétriques (Prasuhn et al., 2015 ; Schmidt et Lin, 2007) favorisaient la présence de mouvements préférentiels des ions bromures. Ainsi, selon Kung et al. (2000), plus un profil de sol est humide, plus importante est l'influence des écoulements préférentiels de l'eau dans la macroporosité sur le transport des contaminants.

Tableau 4.8 : Date, pluviométrie, drainage cumulé et concentration correspondant à la quantification des premières traces en ions bromures retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques.

Premières traces Br^- Case	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Jour après apport	J + 202	J + 201	J + 204	J + 215	J + 210	J + 211
Date	10/09/2013	09/09/2013	12/09/2013	23/09/2013	18/09/2013	19/09/2013
Pluviométrie cumulée [mm]	336.5	335.5	337.5	353.5	353.5	353.5
E_s cumulée [mm]	277.6	276.4	279.1	291.6	285.3	286.6
Infiltration nette [mm]	58.9	59.1	58.4	62.0	68.2	66.9
Drainage cumulé [mm]	95.0	98.0	101.6	91.7	91.6	96.3
Concentration [$mg.L^{-1}$]	11.8	4.1	3.6	15.9	7.7	9.7

Tableau 4.9 : Date, pluviométrie, drainage cumulé et concentration correspondant au pic d'ions bromures retrouvés dans l'eau de drainage des cases lysimétriques.

Pic Br^- Case	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Jour après apport	J + 310	J + 310	J + 311	J + 285	J + 310	J + 312
Date	27/12/2013	27/12/2013	28/12/2013	02/12/2013	27/12/2013	29/12/2013
Pluviométrie cumulée [mm]	514.6	514.6	530.5	487.5	514.6	530.5
E_s cumulée [mm]	357.4	357.4	358.3	346.4	357.4	358.7
Infiltration nette [mm]	157.2	157.2	172.2	141.1	157.2	171.8
Drainage cumulé [mm]	229.6	237.0	240.6	195.7	216.1	230.1
Concentration [$mg.L^{-1}$]	277.0	294.0	358.0	267.0	272.0	331.0

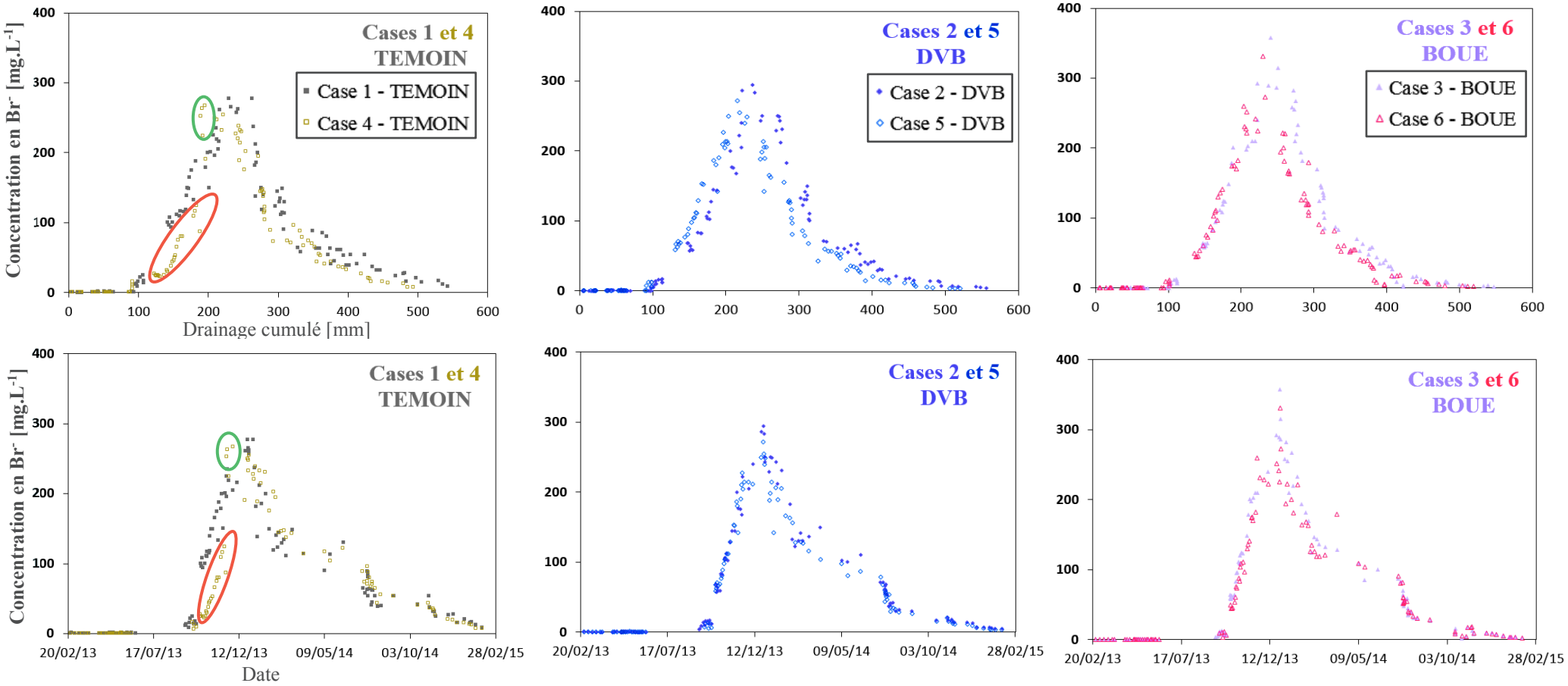


Figure 4.13 : Profils de concentration en bromures retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case en fonction du temps et du drainage cumulé observé.

La rupture de capillarité engendrée par le retour à pression atmosphérique en fond de case et l'état hydrique voisin de la saturation dès 40 cm qui en résulte (§ 3.2.3.1) semble entraîner la présence d'un transport préférentiel des ions bromures. De plus, à la date correspondant au dernier prélèvement d'eau de drainage, soit 715 jours après l'apport (05/02/2015), la lixiviation des ions bromures est quasiment achevée. En effet, pour une infiltration nette cumulée de 440.8 mm depuis l'apport (pluviométrie : 1215.4 mm et E_s : 774.6 mm) et des drainages cumulés compris entre 493.8 (Case 4) et 556.1 mm (Case 2) les concentrations retrouvées sont inférieures à 8.5 $mg.L^{-1}$ sur les Cases TEMOIN (1 et 4) et à 4.5 $mg.L^{-1}$ sur celles amendées (2, 3, 5 et 6, cf. Tableau 4.10).

Nous remarquons finalement que les concentrations en ions bromures établies à partir des analyses effectuées au laboratoire suite aux prélèvements d'eau de drainage des cases sont relativement similaires selon la date mais présentent un léger décalage selon la position nord-sud des cases lysimétriques selon les drainages cumulés (1-2-3 ; (4)-5-6, cf. Figure 4.3). En effet, sauf dans le cas particulier de la Case 4, une dynamique semblable est observée sur l'ensemble des cases en fonction du temps avec des concentrations généralement proches bien que semblant souvent légèrement inférieures à une même date de prélèvement après le pic de concentrations, pour les cases situées les plus au nord (5 et 6) (Figure 4.13 et Annexe 4.J). Des quantités plus faibles en ions bromures semblent avoir été apportées sur ces dernières le 20/02/2013 par la Rampe 2 ayant permis la pulvérisation (Figure 4.3), hypothèse qui sera vérifiée avec l'étude des flux cumulés retrouvés pour chaque case. En outre, les cases situées le plus au nord (4, 5 et 6) présentent une lixiviation des ions bromures qui nécessite des volumes d'eau drainés finalement moins importants d'au minimum 22.5 mm que ceux des Cases 1, 2 et 3. Par conséquent, la quasi absence de décalage concernant le transport de bromures selon la date associée aux différences de drainage observées selon l'alignement nord-sud (§ 3.2.3.3.B) laisse à penser que les cases ont été reconstituées de manière semblable 3 par 3 (1-2-3 et 4-5-6). La méthode de mise en place ou les gradients de matière organique et de masse volumique apparente utilisés pour reconstituer chaque horizon ont notamment pu légèrement différer engendrant des modifications des propriétés physiques des sols remaniés. Celles-ci influencent probablement encore aujourd'hui les dynamiques de contaminants étudiées en fonction des drainages cumulés et constatées selon l'alignement des cases lysimétriques. Ayant connaissance de cela, nous pouvons alors remarquer que l'ordre des drainages cumulés totaux est similaire selon l'alignement vertical des cases, à savoir DVB > BOUE > TEMOIN. Nous pourrions y voir un effet traitement avec une quantité d'eau plus importante nécessaire pour lixivier les ions bromures sur le profil des cases amendées par des PRO, du fait d'une rétention d'eau accrue en surface. Néanmoins, il faut rappeler que les Cases 1 et 4 (TEMOIN) sont toutes deux instrumentées avec des sondes de suivi de la dynamique hydrique. De ce fait, les manipulations associées à leur implantation ont pu engendrer des modifications de propriétés hydriques sur l'ensemble du profil notamment à l'origine d'écoulements préférentiels plus marqués.

Tableau 4.10 : Données de drainage cumulés (depuis l'apport et le pic) et concentrations en ions bromures retrouvées dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique à la date correspondant au dernier échantillonnage.

05/02/2015 - J + 715	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Drainage total [mm]	543.3	556.1	546.8	493.8	520.8	519.3
Drainage depuis pic [mm]	313.7	319.1	306.2	298.1	304.7	289.2
Concentration [$mg.L^{-1}$]	8.5	4.3	1.4	7.3	3.0	2.4

Nous constatons enfin que plus de 100 jours supplémentaires, mais surtout des volumes d'eau drainés supérieurs de 59.1 (Case 6) à 102.4 mm (Case 4) à ceux constatés au pic de concentration ont été nécessaires pour lixivier les quantités d'ions retrouvées après le pic (Tableau 4.10). Malgré l'allure gaussienne des profils de concentration établis en fonction du drainage, ces derniers présentent une légère trainée après le pic et notamment lorsque les concentrations retrouvées dans l'eau de drainage deviennent inférieures à 100 $mg.L^{-1}$ (Figure 4.13). Plus visibles sur les Cases TEMOIN (1-4) et DVB (2-5), ces trainées peuvent notamment être expliquées par les nombreux trajets empruntés par les bromures le long du profil et les différences de vitesses engendrées par le fait que la récupération d'eau de drainage se fait depuis le centre de la case, à travers l'inclinaison progressive de la paroi constituant son fond.

4.2.4.3 Étude des flux retrouvés pour chaque case lysimétrique

Comme attendu suite aux études relatives aux profils de concentration (§ 4.2.4.2), les flux cumulés constatés pour les cases amendées situées les plus au nord sont supérieurs à ceux des autres cases concernées par le même traitement pour des drainages cumulés allant jusqu'à environ 250 mm. Corrélés aux concentrations en bromures, et donc aux flux généralement plus importants retrouvés à une même date de prélèvement, notamment après la sortie du pic (Figure I en Annexe 4.K), les flux cumulés des Cases 2 et 3 deviennent finalement supérieurs à ceux des Cases 5 et 6 au-delà de 250 mm drainés (Figure 4.14). Le fait que des quantités supérieures d'ions bromures aient été apportées sur les Cases 1, 2 et 3 par la Rampe d'irrigation numéro 1 (Figure 4.3) semble confirmé, principalement au travers des flux cumulés totaux retrouvés 715 jours après l'apport. En effet ces derniers présentent des quantités d'ions bromures de respectivement 44.6, 39.6 et 41.5 $g.m^{-2}$ pour les Cases 1, 2 et 3, soit au minimum 4 $g.m^{-2}$ de plus en comparaison des Cases 4, 5 et 6 concernées par un apport avec la Rampe 2 (Tableau 4.11). De plus, bien que n'ayant pu être précisément évaluées au travers des tests mis en place durant l'apport (Annexe 4.D), nous constatons que les quantités d'ions bromures pulvérisées le 20/02/2013 semblent relativement voisines sur les Cases 4, 5 et 6 avec des écarts inférieurs à 1.2 $g.m^{-2}$ sur les flux cumulés totaux retrouvés au 05/02/2013 (Tableau 4.11 et Figure II en Annexe 4.K). En plus d'être plus élevées, celles apportées sur les trois autres cases par la Rampe 1 présentent des différences plus importantes qui peuvent aller jusque 5 $g.m^{-2}$ entre la Case 1 (TEMOIN) et 2 (DVB).
Finalement, en se basant sur une dose épandue à hauteur de 50 $g.m^{-2}$ le 20/02/2013, les flux cumulés calculés au 05/02/2013 indiquent qu'entre 68.7 (Case 4 – TEMOIN) et 89.3 % (Case 1 – TEMOIN) des bromures apportés ont été retrouvés dans l'eau de drainage des cases au cours de l'étude. De plus, au vu des concentrations inférieures à 8.5 $mg.L^{-1}$ (Tableau 4.10) et de l'allure des profils de concentration (Figure 4.13) constatés en date du dernier prélèvement effectué, nous pouvons conclure que les augmentations des flux cumulés à partir des résultats obtenus pour des échantillonnages effectués après cette date seront vraisemblablement très faibles. Par conséquent, les quantités totales de bromures retrouvés comprises entre 34.4 et 44.6 $g.m^{-2}$ et leurs erreurs relatives associées de respectivement -31.3 et -10.7 % par rapport à la dose initialement ciblée de 50 $g.m^{-2}$ pourraient finalement indiquer que l'apport n'a pas été effectué à hauteur de

l'objectif ciblé. Vu que les concentrations moyennes retrouvées dans l'eau au cours de l'apport sont relativement proches de celles visées (Annexe 4.D), cela signifierait plus précisément que les lames d'eau apportées sur chaque case sont notablement moins élevées que 3.8 $L.m^{-2}$. Enfin, et comme nous le verrons avec les résultats des modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D, l'hétérogénéité locale du milieu mise en évidence au travers d'un transport préférentiel nous amènera au choix d'un modèle considérant une double-porosité pour la description du transport de solutés sur les cases lysimétriques (§ 4.1.6.1.B).

4.2.5 Modélisation de la dynamique des ions bromures à l'aide d'HYDRUS-1D

Après avoir caractérisé expérimentalement la dynamique des ions bromures sur les parcelles et les cases lysimétriques, la simulation de leur transport a été effectuée via HYDRUS-1D dans la continuité des travaux concernant l'hydrodynamique (Chapitre 3). À l'aide des équations de transport décrites au § 4.1.6.1, différents scénarios d'optimisation ont été établis dans l'objectif d'obtenir une simulation qui permette la description fidèle des profils de teneurs en ions bromures établis sur les parcelles et des concentrations et des flux de solutés obtenus en sortie des six cases lysimétriques.

4.2.5.1 Cas des différentes campagnes de prélèvements réalisées sur les parcelles

4.2.5.1.A Caractéristiques initiales du modèle de transport propre à chaque parcelle

Les études réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D sur les parcelles en sol nu prennent naturellement en compte les résultats associés aux optimisations effectuées à l'aide de CXTFIT (§ 4.2.3.5). Ces derniers mettent en évidence le fait que les paramètres v et D d'une grande majorité de prélèvement peuvent être calés à partir du modèle convectif dispersif classique (CDE, Équation 4-1) (Tableau I en Annexe 4.H) qui sera par conséquent également utilisé dans HYDRUS-1D. De ce fait, les résultats des modélisations vont tout d'abord être comparés aux données expérimentales brutes prenant en compte l'ensemble des échantillonnages effectués pour chaque campagne. De plus, les paramètres hydrodynamiques considérés pour chaque parcelle sont logiquement ceux optimisés par méthode inverse dans le chapitre précédent (Tableau 3.23). Les masses volumiques apparentes prises en compte pour l'étude sont quant à elle basées sur une même moyenne générale par matériau pour les trois parcelles, suite aux conclusions obtenues précédemment (Tableau 3.10).
En outre, le coefficient de diffusion moléculaire des ions bromures dans l'eau pure (D_0, cf. Équation 4-2) est fixé à 1.584 $cm^2.j^{-1}$ alors que le facteur de tortuosité dans la phase liquide (τ) est calculé selon l'Équation 4-4 donné par Moldrup et al. (1997), cette dernière étant considérée comme plus performante pour une grande variété texturale de sol. Enfin, le jour du début de la période de modélisation (22/02/2013) correspond à la mise en place du labour avec une charrue à versoir tractée et donc au retournement de la surface de mélange et l'incorporation des quantités de bromure apportées le 18/02/2013 sur la couche 0-28 cm.

Tableau 4.11 : Flux maximums journaliers et flux cumulés totaux retrouvés pour chaque case.

Br⁻ Case	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Flux maximums [g.m^{-2}]	5.4	4.4	5.0	4.1	3.4	4.2
Flux cumulés [g.m^{-2}]	44.6	39.6	41.5	34.4	35.5	35.1
Erreur relative [%]	-10.7	-20.9	-17.1	-31.3	-29.1	-29.9

L'erreur relative est calculée par rapport à la dose d'apport de 50 g.m^{-2} initialement ciblée.

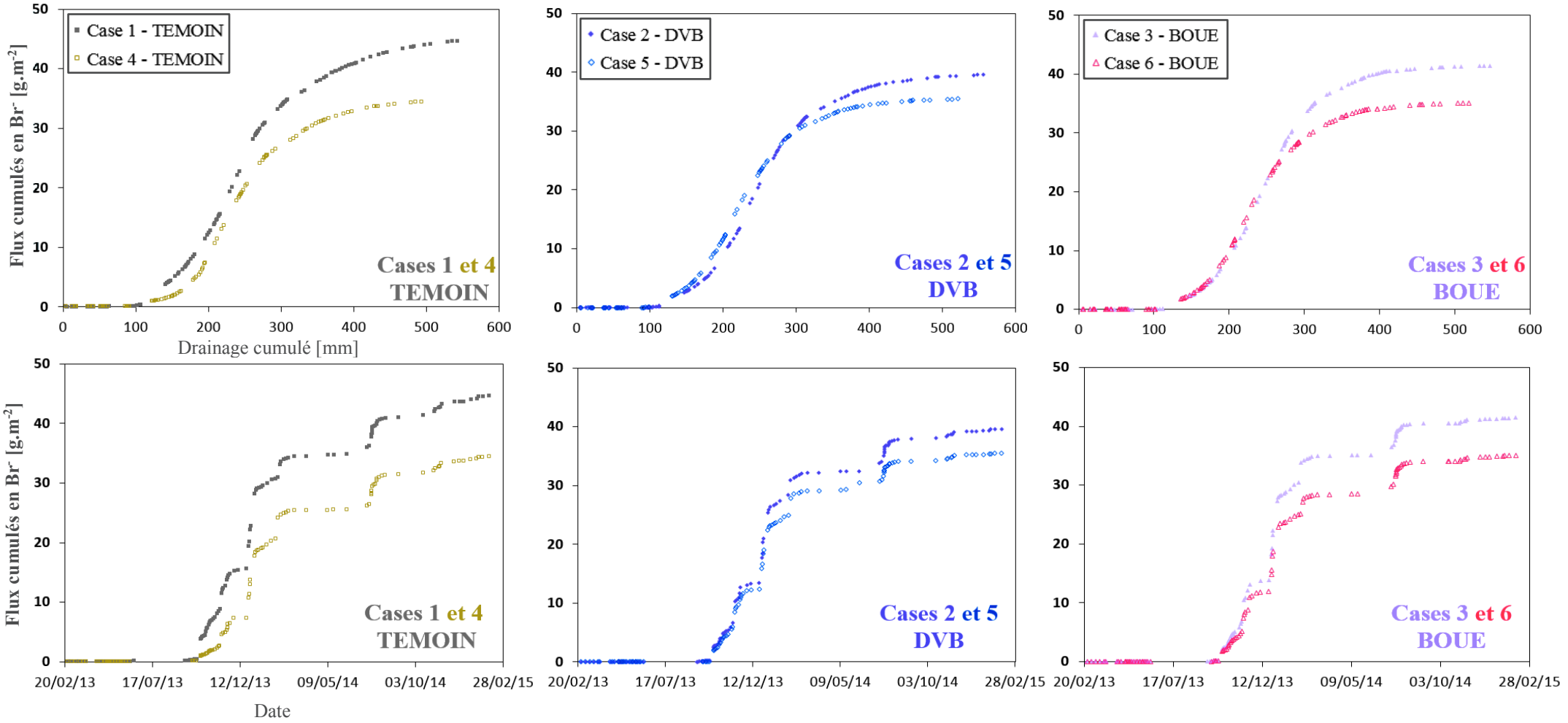


Figure 4.14 : Flux d'ions bromures cumulés retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case en fonction du temps et du drainage cumulé observé.

Par conséquent, les quantités initiales en ions bromures, fixées à la dose initialement ciblée (50 $g.m^{-2}$) au vu des bilans de masse retrouvés sur chaque parcelle lors des deux premières campagnes, sont considérées comme étant équitablement réparties dans l'horizon labouré. La même quantité est ainsi attribuée à chaque nœud qui compose le maillage de l'horizon LAca, discrétisé tous les cm comme l'ensemble du profil de sol. Cette dernière est calculée selon la teneur en eau observée sur 0-28 cm le 22/02/2013 et qui diffère pour chacune des parcelles étudiées (Tableau I en Annexe 4.L).

Finalement l'unique paramètre calé par la procédure de modélisation directe du transport des ions bromures sur les parcelles est la dispersivité (λ), dont une valeur doit nécessairement être attribuée à chaque matériau composant le profil de sol.

4.2.5.1.B Description des scénarios d'optimisation et résultats associés

Dans un premier temps, trois scénarios qui se concentrent uniquement sur l'optimisation des valeurs de dispersivités propres à chaque parcelle sont mis en place. En l'absence d'effet des apports de PRO mis en évidence au travers des tests statistiques effectués sur les dispersivités constatées à l'aide de CXTFIT pour une même campagne (§ 4.2.3.5.C), le premier scénario (S_1) considère une valeur unique sur l'ensemble des parcelles. Cette dernière est fixée à 5.0 cm *i.e.* à la moyenne générale de celles retrouvées après optimisation de l'ensemble des prélèvements individuels à l'aide de CXTFIT. Le second (S_2) prend en compte une valeur de dispersivité identique pour l'ensemble des matériaux d'une même parcelle, celle-ci étant égale à la moyenne obtenue pour l'ensemble des échantillonnages des quatre campagnes, soit respectivement 5.2, 5.0 et 4.7 cm pour la BOUE, le DVB et le TEMOIN. Le troisième scénario (S_3) se base quant à lui sur les dispersivités retrouvées selon les distances moyennes parcourues à la date de mise en place de chaque campagne (Figure 4.12-A), celles-ci étant reportées dans le Tableau 4.12-A pour chaque parcelle. Le choix est fait de ne pas différencier les valeurs de dispersivités de deux matériaux appartenant au même horizon.

Tableau 4.12 : Dispersivités obtenues après les optimisations effectuées à l'aide de CXTFIT [A] et HYDRUS-1D [B].

Dispersivité CXTFIT Matériau [Horizon]	*Campagne*	*BOUE*	*DVB* [cm]	*TEMOIN*
M_{1p} [LAca] A	C_1	4.0	3.7	4.1
M_{2p} [LAca]	C_1	4.0	3.7	4.1
M_{3p} [ASca]	C_1	4.0	3.7	4.1
M_{4p} [ASca]	C_1	4.0	3.7	4.1
M_{5p} [Sca]	C_2	2.4	2.4	2.7
M_{6p} [Sca]	C_2	2.4	2.4	2.7
M_{7p} [SCca-1]	C_3	6.3	9.6	6.7
M_{8p} [SCca-2]	C_4	8.2	4.2	5.1

Dispersivité HYDRUS-1D Matériau [Horizon]	*BOUE*	*DVB* [cm]	*TEMOIN*
M_{1p} [LAca] B	2.0	3.0	1.0
M_{2p} [LAca]	2.0	3.0	1.0
M_{3p} [ASca]	4.0	6.0	3.0
M_{4p} [ASca]	4.0	6.0	3.0
M_{5p} [Sca]	1.5	2.5	2.0
M_{6p} [Sca]	1.5	2.5	2.0
M_{7p} [SCca-1]	3.0	4.0	2.0
M_{8p} [SCca-2]	3.0	4.0	2.0

Finalement l'étude des résultats obtenus avec les trois scénarios nous permet de constater que les coefficients d'efficience associés à chaque campagne sont constamment supérieurs à 0.63 (sauf C_1 DVB, cf. Tableau 4.13). Nous remarquons que les profils simulés sont très souvent compris dans les écarts-types associés aux données expérimentales, sauf dans certains cas pour les couches situées aux limites du profil étudié (0-30 ; 130–160 cm,

cf. Annexe 4.M). Néanmoins, une majorité de campagnes présente des coefficients d'efficience plus proches de 1 entre profils expérimentaux et simulés avec le scénario 3 (Tableau 4.13) qui, pour rappel, considère des dispersivités différentes pour chaque horizon en fonction de la distance moyenne parcourue par les ions lors de la mise en place de la campagne (Tableau 4.12-A). De plus, soulignées par l'étude des bilans de masse calculés après la quatrième campagne, les quantités élevées de bromures retrouvées entre 50 et 120 cm avec les échantillonnages effectués à l'aide du carottier sur la parcelle BOUE ne peuvent être convenablement modélisées en prenant en compte l'ensemble des prélèvements pour cette campagne. Les coefficients d'efficience sont en effet bien supérieurs lorsque les échantillonnages effectués à la tarière sont les seuls considérés, ces derniers étant nettement plus proches des données observées sur les autres parcelles, tandis que ceux mis en place avec le carottier étaient à l'origine d'un effet traitement statistiquement significatif d'après les études effectuées sur les bilans de masse (§ 4.2.3.4).

Tableau 4.13 : Coefficients d'efficience relatifs à chaque scénario d'optimisation réalisé à l'aide d'HYDRUS-1D.

Campagne BOUE - C+T	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5	S_6	S_7
C_1	0.788	0.785	0.807	0.900	0.907	0.891	0.936
C_2	0.775	0.767	0.854	0.829	0.801	0.749	0.811
C_3	0.952	0.951	0.940	0.955	0.954	0.946	0.914
C_4	0.748	0.747	0.744	0.670	0.633	0.578	0.565
C_4 Tarière	**0.896**	**0.890**	**0.923**	**0.897**	**0.881**	**0.853**	**0.889**
Moyenne Campagne	0.816	0.812	0.836	0.838	0.824	0.791	0.806
Moyenne Campagne avec C_4 T	**0.853**	**0.848**	**0.881**	**0.895**	**0.886**	**0.860**	**0.887**
Campagne DVB - C+T	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5	S_6	S_7
C_1	0.146	0.146	0.028	0.297	0.425	0.556	0.515
C_2	0.791	0.791	0.859	0.909	0.906	0.882	0.870
C_3	0.849	0.849	0.803	0.695	0.676	0.646	0.652
C_4	0.906	0.906	0.917	0.928	0.929	0.922	0.952
Moyenne Campagne	0.673	0.673	0.652	0.707	0.734	0.752	0.747
Campagne TEMOIN - C+T	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5	S_6	S_7
C_1	0.651	0.646	0.634	0.810	0.853	0.899	0.873
C_2	0.634	0.636	0.647	0.744	0.760	0.769	0.768
C_3	0.883	0.890	0.896	0.902	0.900	0.895	0.908
C_4	0.934	0.941	0.950	0.935	0.928	0.915	0.935
Moyenne Campagne	0.776	0.778	0.782	0.848	0.860	0.870	0.871

Les coefficients d'efficience calculés en prenant en compte les résultats des échantillonnages réalisés uniquement à la tarière sont mis en gras (cas particulier de C_4 pour la parcelle BOUE).

Enfin, malgré l'obtention de coefficients d'efficience généralement satisfaisants, nous observons que la dynamique expérimentale observée pour la première campagne est la moins bien reproduite par le modèle, et plus particulièrement sur les parcelles DVB et TEMOIN où les valeurs de E ne dépassent jamais respectivement 0.15 et 0.66. Il apparaît effectivement que les quantités d'ions bromures simulées surestiment celles retrouvées expérimentalement sur 0–50 cm et les sous-estiment sur 50–100 cm, ce qui a notamment pour conséquence un pic expérimental situé dans la tranche de 10 cm sous-jacente à celle modélisée, malgré les écarts-types relativement élevés qui y sont associés (Annexe 4.M). Ces constatations sont également visibles sur les résultats de C_2 et C_3, bien que ces dernières semblent finalement de plus en plus masquées par la dispersion des ions dans le sol au cours du temps. Ces observations nous amènent par conséquent à envisager

le fait qu'à t_0, les ions bromures ne sont en réalité pas équitablement répartis sur 0–28 cm, et donc en moyenne à 14 cm, mais majoritairement situés dans les profondeurs qui composent le second matériau (M_{2p}, 15–28 cm). Ces conclusions rejoignent celles effectuées après l'étude des profondeurs moyennes des ions bromures à la date de C_1 à partir des résultats des modélisations CXTFIT (§ 4.2.3.5), et la mise en évidence d'une distance moyenne parcourue trop élevée au vu de l'infiltration nette cumulée de moins de 60 mm constatée sur la période et par rapport à celles observées lors des autres campagnes (Figure 4.10 et Tableau 4.5).

Trois nouveaux scénarios d'optimisation ont par conséquent été établis avec les dispersivités prises en compte dans le scénario S_3 (Tableau 4.12-A). Ces derniers se basent sur le fait qu'après la mise en place du labour, et donc le retournement du sol à l'aide d'une charrue à versoir tractée le 22/02/2013, les quantités d'ions bromures situées dans le premier matériau sont négligeables et par conséquent exclusivement contenues (*i*) dans la seconde moitié de l'horizon de surface et donc le second matériau M_{2p} (S_4) ; (*ii*) dans les dix derniers cm de l'horizon de surface (S_5) ; (*iii*) dans les cinq derniers cm de l'horizon de surface (S_6). Ces postulats sont jugés cohérents par le fait que les ions ont été apportés dans seulement 4 mm d'eau le 18/02/2013 (entre 5.04 et 4.72 mm selon les estimations, cf. Annexe 4.B) alors qu'une pluviométrie cumulée de seulement 1.0 mm et une évaporation réelle (E_s) d'environ 5.4 mm ont été constatées durant la semaine précédant l'apport. De ce fait, au moment de la mise en place du labour et en l'absence de pluies supplémentaires sur la période du 18/02 au 22/02/2013, il est probable que la très grande majorité des solutés soit encore contenue dans le premier matériau M_{1p}, et plus précisément dans les 5, 10 ou 15 premiers cm de sol. Ces différences marquées entre les teneurs en ions dans les deux matériaux de l'horizon labouré pourraient également justifier les écarts constatés lors de la mise en place du « *TEST_H* » (Tableau 4.4 et Annexe 4.B) et des quantités retrouvées sur 0-28 cm comprises entre 0.7 et 151.3 $g.m^{-2}$ et à l'origine d'une dispersion très élevée autour de la moyenne ($93 < CV < 125$ %). Nous constatons que les coefficients d'efficience obtenus pour les trois parcelles augmentent considérablement pour C_1 par rapport aux trois premiers scénarios (Tableau 4.13). Ceci est notamment expliqué par une distance parcourue par les ions bromures plus proche de celle constatée expérimentalement et donc une profondeur du pic simulé dans la même tranche de sol que celle observée à partir des résultats d'analyse (40–50 cm, cf. Annexe 4.N). Par conséquent, le postulat selon lequel les ions bromures se trouvent quasiment exclusivement dans M_{2p} (15–28 cm) à t_0 semble effectivement valide.

Enfin, bien que les coefficients d'efficience calculés pour la seconde campagne soient également généralement plus élevés pour les trois derniers scénarios (sauf BOUE), les valeurs de E présentent finalement peu de différences par rapport à S_3 à partir de la troisième campagne (sauf C_3 DVB). De même, les écarts entre dynamiques des ions bromures simulées au travers des scénarios 3 à 6 ont tendance à diminuer au cours du temps (Annexe 4.N). Ainsi au fur et à mesure que l'eau s'infiltre, l'augmentation de la dispersion des solutés dans le sol masque peu à peu les conséquences de la répartition des ions bromures dans l'horizon labouré à t_0. Néanmoins, le scénario S_5, qui considère la présence initiale du traceur uniquement sur les dix derniers cm de l'horizon de surface semble représenter un juste milieu entre (*i*) une meilleure simulation du transport des

solutés lors de la première campagne par rapport à S_4 ; (*ii*) une profondeur du pic généralement plus proche de celle constatée expérimentalement que pour S_6.

En définitive, au vu des résultats optimisés avec le scénario S_5 et des dispersivités établies à partir de CXTFIT (Tableau 4.12-A), un dernier scénario d'optimisation (S_7) est mis en place avec pour objectif un calage manuel des dispersivités spécifiquement à chaque parcelle et l'obtention de dynamiques simulées toujours plus proches des données expérimentales. Pour les dispersivités calées manuellement sur HYDRUS-1D (Tableau 4.12-B), nous constatons que les valeurs de E sont constamment supérieures à 0.51 et globalement plus élevées que celles observées avec S_5 (Tableau 4.13), les dynamiques expérimentales constatées lors de chaque campagne étant par conséquent légèrement mieux simulées (Figure 4.15), avec des coefficients d'efficience moyens associés compris entre 0.75 (DVB) et 0.89 (BOUE)

4.2.5.1.C Études complémentaires mises en place

À partir du scénario d'optimisation S_7 établi ci-dessus et permettant l'obtention d'une simulation déjà satisfaisante du transport expérimental observé pour chacune des campagnes de suivi mises en place, des études supplémentaires ont été effectuées sur les effets (*i*) du facteur de tortuosité considéré ; (*ii*) de la prise en compte des données expérimentales modifiées à partir des résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT ; (*iii*) des quantités d'ions bromures initialement apportées ; (*iv*) du renseignement d'une évaporation de Penman-Monteith (ET_0) en condition limite supérieure du modèle en lieu et place de celle corrigée selon la méthode établie par la FAO (E_s, cf. Annexe 3.A), sur la qualité des simulations.

4.2.5.1.C.i Facteur de tortuosité

Comme recommandé par Šimůnek et al. (2013) la tortuosité donnée par la relation de Moldrup et al. (1997) (Équation 4-4) est initialement considérée pour les différents scénarios d'optimisation mis en place à l'aide d'HYDRUS-1D (§ 4.2.5.1.B). Nous constatons finalement très peu de différence entre dynamiques modélisées avec celle établie par Moldrup et al. (1997) ou par Millington et Quirk (1961, Équation 4-3) (S_7', Figure 4.15 et Annexe 4.O). Les coefficients d'efficience obtenus sont en effet quasiment semblables bien que généralement légèrement plus élevés avec le facteur de Millington et Quirk (Tableau 4.14) qui sera par conséquent sélectionnée pour la suite de l'étude. Enfin, le transport des bromures observé lors de chaque campagne est logiquement moins fidèlement reproduit sans l'application d'un facteur de tortuosité (Tableau 4.14 et Annexe 4.O), preuve de l'importance de la prise en compte de longueurs de trajet variables des particules pour une même direction globale d'écoulement.

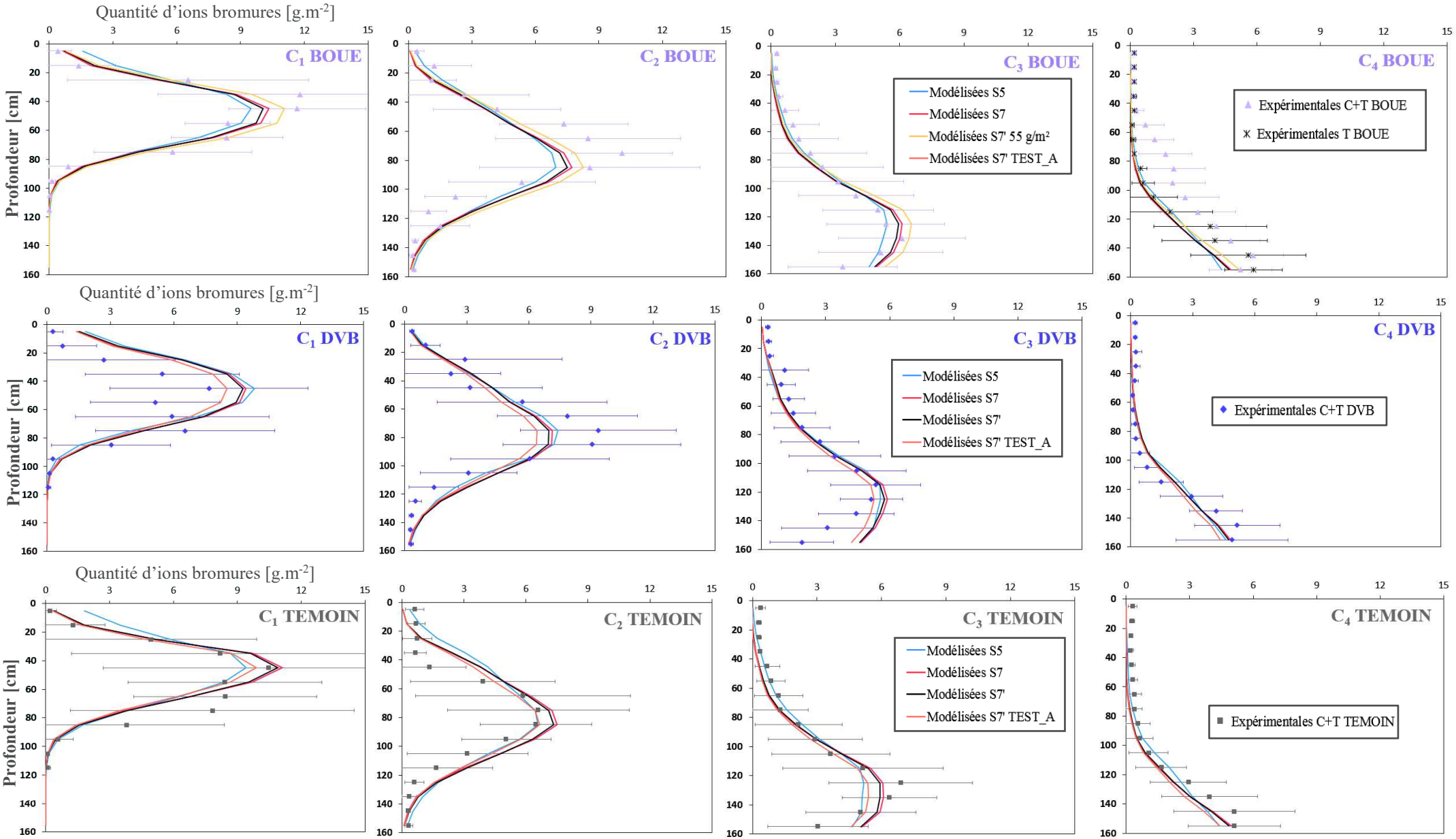


Figure 4.15 : Comparaison des dynamiques de transport expérimentales brutes et modifiées (C+T) avec celles simulées pour chaque parcelle au travers de divers scénarios d'optimisation.

Tableau 4.14 : Coefficients d'efficience relatifs aux études complémentaires mises en place à l'aide d'HYDRUS-1D.

Campagne BOUE - C+T	S_7	S_7'	S_7 *Sans* τ	S_7' *CXTFIT*	S_7' *"TEST-A"*	S_7' *55 g.m*$^{-2}$	$S_7'ET_0$
C_1	0.936	0.933	0.873	0.933	0.877	0.951	0.646
C_2	0.811	0.800	0.677	0.749	0.733	0.822	0.348
C_3	0.914	0.928	0.947	0.962	0.941	0.853	-0.527
C_4	0.565	0.576	0.615	0.576	0.455	0.653	0.653
C_4 Tarière	**0.889**	**0.887**	**0.837**	**0.887**	**0.801**	**0.937**	**0.081**
Moyenne Campagne	0.806	0.810	0.778	0.805	0.751	0.820	0.280
Moyenne Campagne avec C_4 T	**0.887**	**0.887**	**0.834**	**0.883**	**0.838**	**0.891**	**0.137**

Campagne DVB - C+T	S_7	S_7'	S_7 *Sans* τ	S_7' *CXTFIT*	S_7' *"TEST-A"*	S_7' *55 g.m*$^{-2}$	$S_7'ET_0$
C_1	0.515	0.531	0.614	0.722	0.660	0.317	-0.798
C_2	0.870	0.857	0.726	0.839	0.820	0.871	0.163
C_3	0.652	0.682	0.780	0.567	0.775	0.492	-0.706
C_4	0.952	0.946	0.879	0.946	0.922	0.951	-0.608
Moyenne Campagne	0.747	0.754	0.750	0.769	0.794	0.658	-0.487

Campagne TEMOIN - C+T	S_7	S_7'	S_7 *Sans* τ	S_7' *CXTFIT*	S_7' *"TEST-A"*	S_7' *55 g.m*$^{-2}$	$S_7'ET_0$
C_1	0.873	0.883	0.907	0.883	0.871	0.865	0.379
C_2	0.768	0.767	0.700	0.817	0.855	0.613	-0.673
C_3	0.908	0.912	0.877	0.912	0.911	0.865	-0.299
C_4	0.935	0.935	0.899	0.935	0.885	0.966	-0.090
Moyenne Campagne	0.871	0.874	0.846	0.887	0.880	0.828	-0.171

Les coefficients d'efficience calculés en prenant en compte les résultats des échantillonnages réalisés uniquement à la tarière sont mis en gras (cas particulier de C_4 pour la parcelle BOUE).

4.2.5.1.C.ii Données expérimentales modifiées selon les résultats CXTFIT

Après avoir été comparées aux résultats de l'ensemble des prélèvements réalisés lors des campagnes de suivi, les simulations obtenues avec le scénario S_7' sont également confrontées aux données expérimentales modifiées à partir des résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT (§ 4.2.3.4 et Annexe 4.P). Nous observons finalement de faibles différences de coefficients d'efficience (Tableau 4.14), les seules augmentations notables étant caractérisées pour C_1 DVB et C_2 TEMOIN, *i.e.* les deux campagnes dont les bilans de masse moyens se rapprochent le plus de l'objectif d'apport ciblé (50 g.m^{-2}) après suppression des échantillonnages ne pouvant être modélisés à l'aide de CXTFIT (Figure 4.8).

Les résultats globalement comparables peuvent finalement être expliqués par le faible nombre d'échantillonnages dont le profil de teneur en bromures n'est pas optimisable à l'aide de CXTFIT (Tableau I en Annexe 4.H), justifiant une nouvelle fois le choix d'un modèle convectif dispersif classique pour décrire le transport des solutés conservatifs sur les parcelles en sol nu.

4.2.5.1.C.iii Quantité d'ions apportée

Comme précédemment évoqué, non seulement à partir des tests mis en place durant l'apport (« *TEST-A* ») puis quelques jours après le labour (« *TEST-H* ») mais également d'après les conclusions établies après l'étude des bilans de masse prenant en compte ou non les résultats obtenus à l'aide de CXTFIT, les quantités d'ions bromures apportées le 18/02/2013 sont proches de celle initialement ciblée (50 g.m^{-2}). Néanmoins, des comparaisons sont effectuées entre les résultats obtenus avec le scénario S_7' et ceux constatées pour des teneurs

en ions bromures initiales (à t_0) égales (*i*) aux doses estimées pour chaque parcelle à partir des lames d'eau retrouvées dans les bassines et des concentrations entre chaque aller-retour (S_7' « *TEST-A*, », cf. Tableau 4.3) ; (*ii*) à une quantité d'ions bromures supérieure de 10 % à celle ciblée (S_7' 55 $g.m^{-2}$, cf. Tableau II en Annexe 4.L). Finalement, nous remarquons que les dynamiques expérimentales sont globalement mieux modélisées avec les doses estimées lors de l'apport (« *TEST-A* ») pour les parcelles DVB et TEMOIN (Figure 4.15 et Tableau 4.14). En effet, les coefficients d'efficience calculés pour les campagnes de suivi 1, 3 (DVB) et 2 (TEMOIN) présentent une augmentation considérable tandis que ceux des autres campagnes sont plutôt semblables. Par conséquent, il semble qu'une quantité d'ions bromures proche de celle estimée lors de l'apport ait effectivement été apportée sur les parcelles DVB et TEMOIN le 18/02/2013, soit 45.5 $g.m^{-2}$ (Tableau 4.3). Les résultats similaires constatés sur les deux parcelles restent finalement assez logiques car ces dernières sont situées l'une en dessous de l'autre dans le même bloc (Figure 2.1). De plus, la procédure d'apport nécessite 450 L d'eau par parcelle (Annexe 4.A), tandis que la cuve du pulvérisateur peut en contenir jusque 1000 L. Cela nous a donc permis d'apporter les ions sur la parcelle TEMOIN dans un premier temps puis sur la DVB dans la foulée (Figure 4.2).

Concernant la BOUE, nous observons que les simulations les plus fidèles sont obtenues pour une dose apportée de 55 $g.m^{-2}$ (Figure 4.15 et Tableau 4.14), donc supérieure à celle initialement ciblée (50 $g.m^{-2}$) mais également à celle estimée lors du « *TEST-A* » (43.1 $g.m^{-2}$, Tableau 4.3). Il faut toutefois préciser que la parcelle BOUE n'est pas située dans le même alignement est-ouest par rapport aux deux autres (Figure 2.1), l'apport sur cette dernière ayant donc été effectué après ceux sur les parcelles DVB et TEMOIN. En outre, un nouveau remplissage de la cuve a dû être effectué à hauteur d'approximativement 450 L, plus ou moins les imprécisions non négligeables pouvant être engendrées par le fait qu'un simple repère visuel permette de juger du niveau d'eau réellement présent dans la cuve. Si l'on ajoute à cela le fait que la lame d'eau moyenne retrouvée sur la parcelle BOUE lors de la pulvérisation est la plus importante des trois parcelles (5.04 $L.m^{-2}$) et que les concentrations en bromures retrouvées dans l'eau entre chaque aller-retour aient pu être légèrement sous-estimées (Annexe 4.B), il est tout à fait envisageable qu'un apport supérieur de 5 à 10 $g.m^{-2}$ ait pu être effectué sur la parcelle BOUE.

4.2.5.1.C.iv Évapotranspiration considérée en condition à la limite supérieure du modèle

Comme attendu, les simulations effectuées pour chaque campagne en considérant les valeurs journalières d'évapotranspiration, calculées selon l'équation de Penman-Monteith (S_7' ET_0), en condition à la limite supérieure du modèle sont très éloignées des observations expérimentales (Annexe 4.Q). Les coefficients d'efficience sont en effet compris entre -0.80 et 0.65 et globalement inférieurs à 0.14 pour la moyenne des quatre campagnes (Tableau 4.14). Il faut dire que l'ET_0 cumulée au jour de la mise en place de C_4 (1395.3 mm le 21/01/2015) est supérieure d'un facteur 1.8 à celle corrigée selon la méthode établie par la FAO (764.2 mm, cf. Figure 4.7 et Tableau 4.1). Plus précisément, un facteur compris entre 1.4 (C_4) et 2.3 (C_2) est établi entre l'ET_0 et l'E_s corrigée (Tableau 4.5). Par conséquent, la surestimation de l'évapotranspiration réelle constatée

sur un sol nu avec la prise en compte d'une ET_0 en condition à la limite supérieure du modèle ne permet pas de modéliser convenablement le transport des solutés conservatifs sur les trois parcelles et ce dès la mise en place de la première campagne de suivi, soit un peu plus de 100 jours après l'apport. Cela souligne l'importance de l'étape de correction effectuée dans le cadre de ce travail et l'obtention d'une évaporation réelle E_s réaliste, condition indispensable permettant une simulation satisfaisante de la dynamique des ions bromures avec un suivi *in situ* assuré durant près de 700 jours, soit quasiment deux années calendaires (Annexe 3.A).

4.2.5.2 Modélisation des concentrations en bromures et flux associés retrouvés en sortie des six cases lysimétriques

Sur les cases lysimétriques, les données modélisées sont uniquement comparées à celles obtenues expérimentalement en fonction des drainages cumulés constatés. En effet, comme mis en évidence sur la Figure 3.47, les écarts entre drainages cumulés expérimentaux et simulés peuvent atteindre jusqu'à 30 mm à une même date ne permettant par conséquent pas d'études précises des flux en fonction du temps.

4.2.5.2.A Configurations initiales du modèle de transport sur les six cases lysimétriques

Comme pour les parcelles, les paramètres hydrodynamiques pris en compte pour chaque case lysimétrique sont ceux obtenus suite aux étapes d'optimisation inverse réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D (§ 3.2.4.3.B). Les valeurs de masse volumique apparente considérées pour chaque matériau sont quant à elles fixées à celles établies lors de la reconstitution des cases effectuées en 1983 (Tableau 2.9). À noter qu'une valeur de ρ_b de 1.6 $g.cm^{-3}$ est attribuée au matériau composé de sables grossiers et permettant de faciliter le drainage dans les derniers cm du profil de sol (M_{6c}, 91-100 cm).

Les configurations initiales appliquées aux modèles permettant la simulation du transport des ions bromures sur chacune des six cases lysimétriques sont basées sur les résultats des études effectuées sur les parcelles. Le coefficient de diffusion moléculaire D_0 est fixé à 1.584 $cm^2.j^{-1}$ alors que la tortuosité prise en compte est celle donnée par la relation de Millington et Quirk (1961, Équation 4-3). En outre, l'équation de convection-dispersion (CDE) est considérée initialement pour la description du transport sur les cases, vu qu'elle permet une simulation satisfaisante de la dynamique des solutés inertes et conservatifs suivie expérimentalement sur les parcelles durant quasiment deux ans. Enfin, le jour qui détermine le début de la période de modélisation (t_0 : 20/02/2013) correspond à celui de l'apport des bromures sur les six cases lysimétriques à l'aide de la double rampe d'irrigation (Figure 4.3). Au vu de l'absence d'estimations fiables quant aux quantités réelles apportées (Annexe 4.D), nous considérons qu'à t_0, 50.$g.m^{-2}$ d'ions bromures sont équitablement répartis sur la couche 0–10 cm située dans l'horizon de surface LAca de chaque case après le travail du sol effectué à l'aide d'un petit motoculteur. Les concentrations correspondantes renseignées dans HYDRUS-1D sont reportées dans le Tableau I en Annexe 4.R.

Tableau 4.15 : Drainage cumulé correspondant au pic d'ions bromures simulé avec le modèle CDE (S_{1C}) et différences par rapport à la capacité de rétention en eau des cases (287.4 mm).

Pic Br^- Case S_{1C} CDE	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Drainage cumulé [mm]	275.6	277.4	278.2	263.0	267.9	268.0
Erreur relative [%]	-4.1	-3.5	-3.2	-8.5	-6.8	-6.8

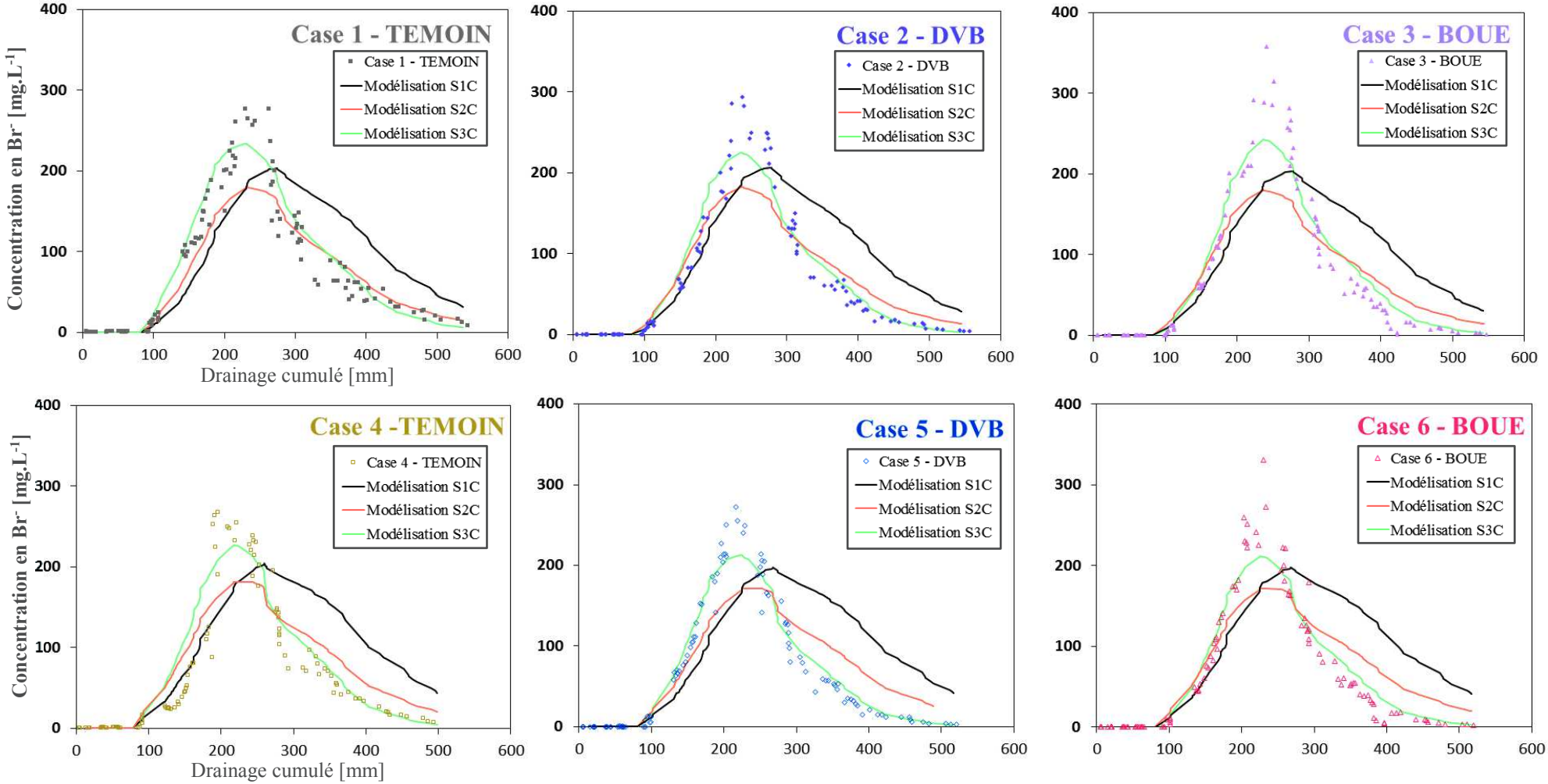


Figure 4.16 : Concentrations en bromure retrouvées dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place.

Tableau 4.16 : Coefficients d'efficience calculés pour les concentrations retrouvées dans l'eau de drainage et flux correspondant à chaque scénario d'optimisation et associées aux différentes date d'échantillonnage effectuées sur chaque case lysimétrique.

CASE	S_{1C} [Br^-]	S_{2C} [Br^-]	S_{3C} [Br^-]	S_{1C} Flux Br^-	S_{2C} Flux Br^-	S_{3C} Flux Br^-
1 - TEMOIN	0.369	0.715	**0.834**	0.083	0.523	**0.597**
2 - DVB	0.505	0.817	**0.889**	0.161	0.469	**0.537**
3 - BOUE	0.465	0.746	**0.828**	0.240	0.531	**0.628**
4 - TEMOIN	0.480	0.777	**0.843**	-0.005	0.582	**0.633**
5 - DVB	0.268	0.689	**0.896**	0.006	0.477	**0.672**
6 - BOUE	0.331	0.709	**0.834**	-0.272	0.447	**0.588**

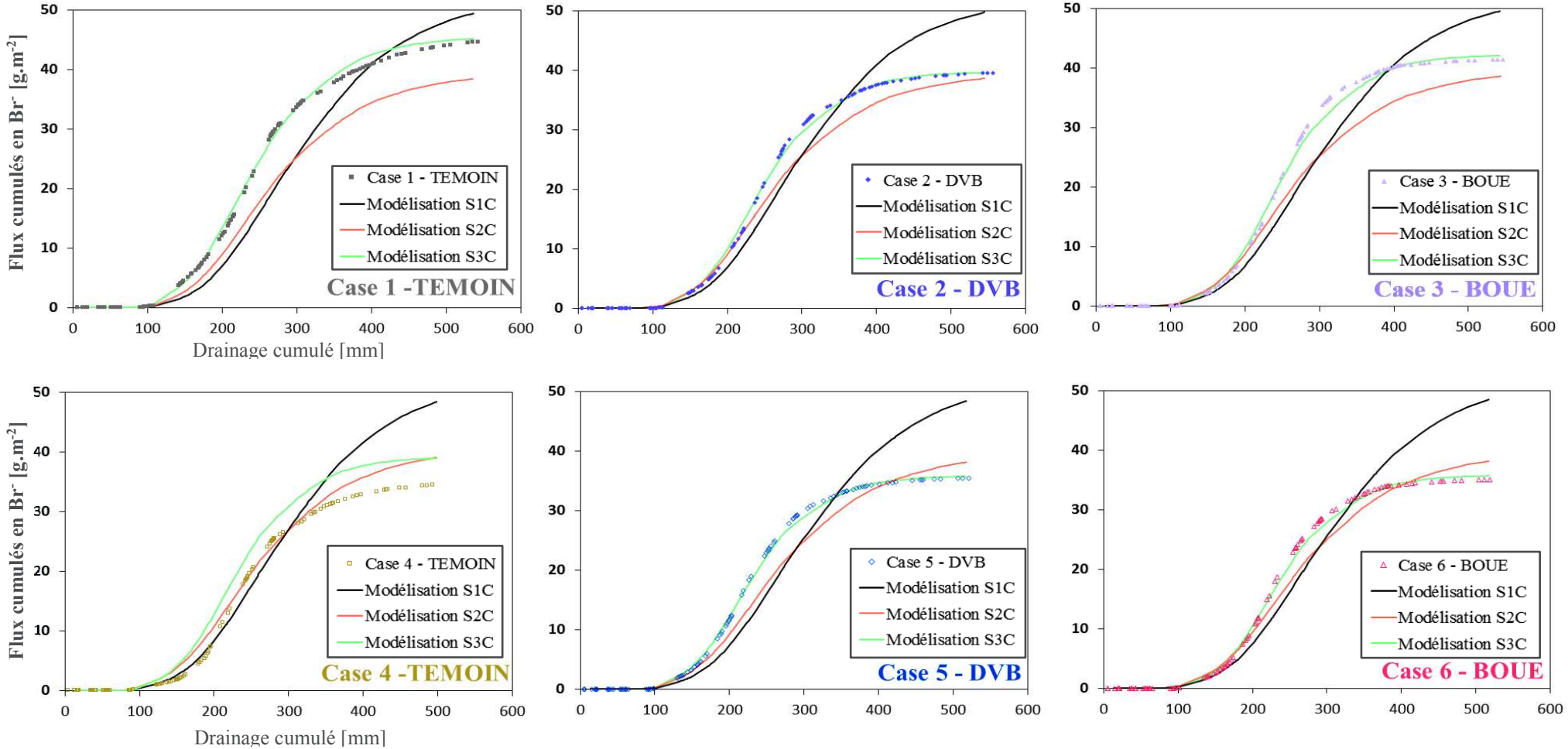


Figure 4.17 : Flux cumulés d'ions bromures retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place.

4.2.5.2.B Description des scénarios d'optimisation et résultats associés

Comme pour les parcelles, des scénarios d'optimisation sont mis en place pour permettre l'obtention d'une description la plus fidèle possible des données de concentration en bromure retrouvées dans l'eau de lixiviation à chaque date de prélèvement et des flux cumulés correspondants.

Le premier scénario d'optimisation (S_{1C}) se base sur la configuration du modèle décrite au § 4.2.5.2.A. Le modèle convectif-dispersif impose uniquement le calage du paramètre de dispersivité, ce dernier étant fixé à une valeur identique pour l'ensemble des matériaux du profil. En effet, au vu de l'infaisabilité de prélèvement de sol inhérente au dispositif, les seules informations prises en compte dans le cadre de l'étude de la dynamique des ions bromures sur les cases sont celles retrouvées à partir des échantillonnages d'eau de drainage. Par conséquent, au vu des faibles dispersivités généralement attribuées aux horizons parcellaires après calage de ce paramètre sur HYDRUS-1D (Tableau 4.12-B), celle-ci est initialement fixée à 2 cm pour chaque matériau des six cases lysimétriques. Comme attendu suite aux conclusions établies à partir de l'exploitation des résultats expérimentaux (§ 4.2.4), les dynamiques simulées avec le modèle CDE sont bien plus lentes que celles constatées expérimentalement (Figure 4.16). En effet, le transport préférentiel induit par l'état de saturation quasi-constant du profil de sol des cases dès 40 cm influence de manière non négligeable la dynamique des ions dont la description ne semble pas pouvoir être convenablement assurée à l'aide du modèle convectif-dispersif classique. La présence d'écoulements préférentiels est également soulignée au travers des données de drainage cumulé modélisées qui correspondent à la sortie du pic d'ions bromures à 100 cm (Tableau 4.15). Ces dernières sont effectivement proches de la capacité de rétention en eau des cases, bien que constamment légèrement inférieures à cette dernière avec des différences comprises entre -3.2 et -8.5 % et donc bien plus élevées que celles retrouvées expérimentalement (Tableau 4.9). Nous pouvons donc penser qu'en l'absence de mouvements préférentiels des solutés, l'approche CDE aurait permis une modélisation globalement satisfaisante des dynamiques observées expérimentalement. De ce fait, les coefficients d'efficience obtenus après comparaison des concentrations et flux retrouvés dans l'eau de drainage selon chaque date de prélèvement sont constamment inférieurs à 0.51 (Tableau 4.16) et mettent donc en évidence les mauvais résultats des simulations. Enfin, les flux cumulés à la date du dernier prélèvement (05/02/2015) sont compris entre 48.4 et 49.7 $g.m^{-2}$ (Figure 4.17) et indiquent qu'à cette date, la quasi-totalité des quantités de bromure initialement apportées (50 $g.m^{-2}$) et équitablement réparties sur les dix premiers cm de l'horizon de surface ont été lixiviées.

Le second scénario d'optimisation (S_{2C}) mis en place permet la description de la dynamique des solutés au travers du concept de double porosité qui considère un modèle phénoménologique à deux régions où le transport dans la première, dite mobile, est dominé par la convection et la dispersion et où celui dans la seconde, dite immobile, est essentiellement diffusif.

Décrit au § 4.1.6.1.B et par la Figure 4.6, ce modèle mobile-immobile (MIM) est fréquemment employé pour décrire la dynamique de solutés dans des milieux présentant de fortes hétérogénéités (Köhne et al., 2009 ; Ngoc, 2008 ; Šimŭnek et al., 2003 ; Šimŭnek et al., 2008) et notamment dans le cas d'études portant sur le

transport des ions bromures dans le sol (Gharabaghi et al., 2015 ; Haws et al., 2005 ; Köhne et al., 2006 ; Pot et al., 2011). La mise en place du second scénario (S_{2C}) se base donc sur le modèle MIM pour la simulation de la dynamique des bromures, l'ensemble des autres caractéristiques du modèle S_{1C} étant conservées. Les paramètres caractérisant la teneur en eau immobile (θ_{im}) et le coefficient de transfert de masse du soluté entre régions mobile et immobile (α_{ph}) doivent par conséquent être pris en compte et sont dans un premier temps fixés à des valeurs respectives de 0.05 $cm^3.cm^{-3}$ et 10^{-4} j^{-1} pour chaque matériau, ces dernières étant trouvées dans la littérature pour ce type d'étude (Köhne et al., 2006 ; Pot et al., 2011). Nous remarquons que les simulations obtenues sont plus proches des valeurs de concentrations et des flux constatés expérimentalement pour chaque case lysimétrique (Figure 4.16 et Figure 4.17), avec des coefficients d'efficience qui présentent des augmentations considérables par rapport à S_{1C} (Tableau 4.16).

Cependant, les résultats pouvant visiblement encore être améliorés, un troisième et dernier scénario d'optimisation (S_{3C}) est mis en place et se base sur une étape de calage manuel d'une unique valeur de dispersivité, de teneur en eau immobile et de coefficient de transfert de masse pour l'ensemble des matériaux d'une même case. De même, en l'absence d'estimations fiables quant aux quantités d'ions bromures effectivement apportées à t_0, de légères modifications sont appliquées aux doses présentes dans la couche 0–10 cm au début de la période de modélisation (t_0 = 20/02/2013).

Les résultats des calages effectués nous permettent de constater que les paramètres optimisés sont finalement relativement proches entre cases (Tableau 4.17) avec des valeurs de θ_{im} comprises entre 0.06 (Case 1) et 0.09 $cm^3.cm^{-3}$ (Case 5) et de λ entre 0.75 (Cases BOUE) et 2 cm (Case 1). De plus, les simulations des concentrations et flux d'ions bromures retrouvés en fonction des drainages sont généralement satisfaisantes (Figure 4.16 et Figure 4.17) avec des coefficients d'efficience, calculés selon les résultats constatés pour chaque date de prélèvement, respectivement constamment supérieurs à 0.82 et 0.53 (Tableau 4.16). Cependant, comme explicité au § 3.1.2.4.B, HYDRUS-1D considère une fonction cosinus pour décrire les variations de pluviométrie au cours de la journée à partir de la valeur journalière renseignée (Équation 3-21). Cela entraine des approximations sur les calculs de coefficients d'efficience entre données de drainage expérimentales et simulées, notamment lorsque des pluviométries supérieures à 10 mm sont observées sur deux jours consécutifs. Les échantillonnages étant logiquement souvent effectués en période de drainage intensif, les erreurs associées à ces données peuvent donc en grande partie expliquer que les coefficients d'efficience retrouvés entre flux expérimentaux et simulés pour chaque date de prélèvement soient comparables à ceux obtenus lors des études des drainages journaliers non-modifiés constatés sur la période modélisée (Tableau 3.33).

Tableau 4.17 : Doses apportées en ions bromures à t_0 et calage des paramètres de teneur en eau immobile et de dispersivité pour chaque matériau d'une case donnée avec le troisième scénario.

Paramètre calé S_{3C} MIM	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
θ_{im} [$cm^3.cm^{-3}$]	0.060	0.065	0.065	0.075	0.090	0.080
Dispersivité [cm]	2.00	1.00	0.75	1.00	1.00	0.75
Concentration Br^- [$mmol.cm^{-3}$]	0.0280	0.0240	0.0255	0.0211	0.0245	0.0232
Quantité apportée [$g.m^{-2}$]	59.2	50.7	53.9	50.0	51.8	49.1

La valeur du coefficient de transfert de masse du soluté entre régions mobile et immobile α_{ph} est finalement fixée à 10^{-6} j^{-1} pour chaque matériau, indépendamment de la case lysimétrique étudiée.

Finalement, au vu de l'impact de l'instrumentation sur la dynamique des ions bromures (§ 4.2.4.1), la Case 4 présente des flux cumulés simulés qui diffèrent significativement de ceux constatés expérimentalement (Figure 4.17). En effet, ces derniers sont constamment plus faibles que ceux modélisés, notamment à cause du transport retardé par les écoulements préférentiels ayant eu lieu le long de la paroi de la case. Celle-ci est d'ailleurs caractérisée par des concentrations expérimentales en ions bromures retrouvées dans l'eau de drainage qui commencent à augmenter pour des drainages cumulés plus élevés que ceux observés sur les autres cases. Toutefois, les coefficients d'efficience obtenus restent corrects, notamment grâce aux bonnes modélisations des concentrations en bromures retrouvées dans l'eau de drainage après le pic (Figure 4.16). Par conséquent, hormis pour la Case 4, les écarts entre drainages cumulés expérimentaux et simulés observés lors de la sortie du pic de concentration en ions Br^- et ceux constatés entre flux cumulés expérimentaux et modélisés pour une case donnée sont très faibles et respectivement compris entre -1.9 et 3.5 % et 0.1 et 1.7 % (Tableau 4.18 et Tableau 4.19). Enfin, le calage des doses en ions bromures contenues sur 0–10 cm à t_0 permet de constater que des quantités proches de 50 $g.m^{-2}$ ont effectivement été apportées sur chaque case lysimétrique le 20/02/2013 (Tableau 4.17 et Tableau II en Annexe 4.R). Celles-ci suggèrent néanmoins une pulvérisation plus homogène sur les cases situées le plus au nord (4–5–6) et donc par la Rampe 2 (Figure 4.3) avec un écart maximal de 1.8 $g.m^{-2}$ par rapport à l'objectif d'apport.

Tableau 4.18 : Comparaison de la valeur de drainage expérimental et simulé constatée lors de la sortie du pic de concentration des ions bromures à 100 cm.

Pic Br^- Case S_{3C} MIM	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Drainage expérimental [mm]	229.6	237.0	240.6	195.7	216.1	230.1
Drainage simulé [mm]	227.8	236.2	236.1	218.0	223.8	225.4
Erreur relative [%]	-0.8	-0.3	-1.9	11.4	3.5	-2.1

Tableau 4.19 : Comparaison des valeurs de flux cumulés expérimentaux et modélisés constatées après le dernier échantillonnage d'eau de drainage pour chaque case lysimétrique (05/02/2015).

Flux cumulés Br^- Case S_{3C} MIM	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Expérimentaux [$g.m^2$]	44.6	39.6	41.5	34.4	35.5	35.1
Simulés [$g.m^2$]	45.1	39.6	42.1	39.0	35.7	35.7
Erreur relative [%]	1.1	0.1	1.5	13.4	0.8	1.7

En définitive, ces observations rejoignent celles effectuées par Gerke et Köhne (2004) et Köhne et al. (2006) et soulignent que bien qu'une description correcte de l'hydrodynamique puisse être établie avec une approche CDE et MIM, seule cette dernière permettra de décrire convenablement le transport des ions bromures sur les cases étudiées. En effet, comme déjà établi dans d'autres études (Prasuhn et al., 2015 ; Schmidt and Lin, 2007) la dynamique des bromures sur un dispositif de cases lysimétriques est influencée par un transport préférentiel marqué qui, dans notre cas, ne pourra être décrit à l'aide d'HYDRUS-1D qu'à travers la prise en compte d'un modèle considérant une double porosité.

Conclusion

I Les tests réalisés en amont de l'apport des ions bromures ont notamment permis de caractériser des hétérogénéités d'apport attendues selon les 9 m de largeur des parcelles et entrainées par le phénomène de perte de charge le long de la rampe de pulvérisation, mais aussi de recalculer les lames d'eau et les concentrations en ions bromures qui ont été pulvérisées dans le cadre de l'apport de la dose ciblée de 50 $g.m^{-2}$ sur les deux dispositifs. Comme attendu, les résultats des tests mis en place au cours de la pulvérisation sur les parcelles (« *TEST-A* ») soulignent la présence d'hétérogénéités d'apport selon la largeur, avec des quantités d'ions bromures plus importantes retrouvées à proximité du pulvérisateur par rapport à celles du bout de la rampe. En outre, les résultats du test réalisé quelques jours après l'apport (« *TEST-H* ») permettent la mise en évidence d'une très forte hétérogénéité de distribution des ions bromures dans l'horizon de surface et des quantités non négligeables retrouvées sur 28-40 cm pour la parcelle BOUE et justifiées par la mise en place d'un labour légèrement plus profond sur cette dernière. Les quantités moyennes de bromures estimées au travers du « *TEST-A* » et du « *TEST-H* » sont finalement relativement cohérentes entre les parcelles et diffèrent finalement peu de la dose ciblée.

II Le suivi de la dynamique du bromure sur les parcelles en sol nu a été réalisé au travers de quatre campagnes de prélèvement effectuées entre 112 et 699 jours après le travail du sol ayant permis d'enfouir le traceur sur 0-28 cm le 22/02/2013. Les échantillonnages ont été opérés sur 0-160 cm à l'aide d'un préleveur de sol motorisé mais également manuellement à la tarière, à partir de la seconde campagne et suite à la mise en évidence de la présence d'une contamination engendrée par l'insertion de la tarière dans le trou opéré par le carottier. Les hétérogénéités d'apport selon la largeur des parcelles, soulignées d'après les résultats du « *TEST-A* », semblent encore caractérisables près de 300 jours après le labour initial mais sont peu à peu masquées par la dispersion des solutés dans le sol et difficilement visibles à partir d'une infiltration nette cumulée de 300 mm depuis l'apport. Les bilans de masse retrouvés sur le profil 0–160 cm des parcelles pour chaque campagne sont cohérents avec les conclusions des tests effectués dans le cadre de l'apport du bromure et permettent par conséquent de conclure que des quantités d'ions Br^- relativement similaires ont été épandues sur chacune des trois parcelles en sol nu et que ces dernières sont finalement proches de la dose de 50 $g.m^{-2}$ initialement ciblée. La profondeur moyenne du soluté, l'étalement du profil de concentration et la dispersivité associés à chaque prélèvement effectué lors d'une campagne de suivi ont été étudiés à partir du calage par méthode inverse des paramètres de vitesse moyenne de l'eau dans les pores (v) et du coefficient de dispersion [D] à l'aide de CXTFIT et en considérant un transport décrit par l'équation de convection-dispersion (CDE) et basé sur un écoulement permanent. En définitive, l'étude des profondeurs moyennes des ions bromures constatées à chaque campagne permet la mise en évidence d'une dynamique généralement cohérente par rapport aux conditions météorologiques et laisse à penser qu'après le labour intervenant à t_0, les bromures sont initialement plus proches du fond du labour que de la surface. Les étalements des profils de concentration et les dispersivités sont relativement similaires selon les parcelles pour une même campagne mais sont

supérieures pour les deux dernières campagnes par rapport aux deux premières. Cela nous a amené à considérer des valeurs de dispersivités propres à chaque horizon du profil de sol, selon la profondeur moyenne où se situe le soluté au jour de la réalisation de la campagne de prélèvement. Enfin, les ANOVA mises en place sur les résultats n'ont pas permis de souligner un effet significatif de l'outil utilisé pour l'échantillonnage ou de l'apport de PRO sur l'ensemble des paramètres étudiés et qui caractérisent la dynamique du bromure dans le sol.

| III | Dans la continuité des travaux concernant l'hydrodynamique, la simulation de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu a été réalisée à l'aide d'HYDRUS-1D. Le nombre de profils de concentration n'ayant pu être calés sur CXTFIT étant finalement relativement peu nombreux, l'équation de convection-dispersion a été sélectionnée pour l'étude et les résultats des simulations ont été comparés à l'ensemble des échantillonnages effectués pour chaque campagne. De plus, au vu des conclusions des études réalisées sur la dynamique expérimentale des bromures sur les parcelles, les scénarios d'optimisation mis en place se sont concentrés sur (*i*) le calage des valeurs de dispersivités ; (*ii*) la répartition initiale des teneurs en ions bromures dans l'horizon de surface ; (*iii*) le type de facteur de tortuosité considéré ; (*iv*) la prise en compte des données expérimentales modifiées à partir des résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT ; (*v*) les quantités d'ions bromures initialement apportées ; (*vi*) le renseignement d'une ET_0 à la condition limite supérieure du modèle en lieu et place de l'E_s. Au final, les simulations les plus à même de reproduire fidèlement les données constatées expérimentalement, et donc les coefficients d'efficience les plus proches de 1, ont été obtenues (*i*) suite au calage manuel des dispersivités spécifiquement à chaque horizon de chaque parcelle ; (*ii*) en considérant la présence initiale du traceur uniquement sur les dix derniers cm de l'horizon de surface (18-28 cm) ; (*iii*) avec la prise en compte du facteur de tortuosité établi par Millington et Quirk ; (*iv*) en supprimant les échantillonnages ne pouvant être calés convenablement sur CXTFIT ; (*v*) avec les doses d'ions bromures estimées lors de l'apport (« *TEST-A* ») pour les parcelles DVB et TEMOIN et une dose apportée de 55 $g.m^{-2}$ pour la parcelle BOUE, qui n'est pas située dans le même alignement est-ouest que les deux autres ; (*vi*) avec le renseignement en condition limite supérieure du modèle d'une évaporation réelle corrigée à partir de l'évapotranspiration de Penman-Monteith selon la méthode établie par la FAO.

| IV | Des imprécisions considérables ayant été engendrées sur la détermination des lames d'eau lors de l'apport, nous n'avons pas pu estimer précisément les quantités d'ions bromures épandues spécifiquement à chaque case lysimétrique. La dynamique des ions bromures apportés le 20/02/2013 sur les six cases lysimétriques, et dont le suivi a été assurée par des prélèvements d'eau de drainage au travers de 127 dates d'échantillonnage réparties sur deux ans, est influencée par le mouvement préférentiel du traceur au travers de la rupture de capillarité engendrée via le retour à pression atmosphérique à 100 cm et l'état hydrique voisin de la saturation dès 40 cm qui en résulte. De ce fait, le pic d'ions bromures est constaté pour des drainages cumulés qui présentent un écart d'au minimum 45 mm par rapport à la capacité de rétention en eau des cases (287.4 mm). La dynamique des concentrations relativement similaires selon la date mais qui souligne

un léger décalage selon la position nord-sud des cases en fonction des drainages cumulés vient confirmer une étape de reconstitution semblable des cases 3 par 3 (1-2-3 ; 4-5-6). L'étude des flux cumulés à la date correspondant au dernier prélèvement d'eau de drainage (05/02/2015) met en avant des quantités d'ions bromures légèrement plus importantes retrouvées pour les Cases 1, 2 et 3. Celles-ci sont comprises entre 69 et 89 % de la dose initialement ciblée (50 $g.m^{-2}$) et indiquent donc que l'apport n'a probablement pas été réalisé à hauteur de la dose souhaitée. La configuration initiale appliquée au modèle de simulation du transport des ions bromures sur chacune des six cases lysimétriques a logiquement été basée sur les résultats des études effectuées sur les parcelles. Du fait des écoulements préférentiels, la prise en compte du modèle CDE à l'aide d'HYDRUS-1D n'a pas permis de décrire convenablement les concentrations en ions bromures et flux associés retrouvés en sortie de cases. En effet, seul un modèle à deux régions (MIM) où le transport dans la première (mobile) est dominé par la convection et la dispersion et où celui dans la seconde (immobile) est essentiellement diffusif a permis la description unidimensionnelle de la dynamique expérimentale des ions bromures observée sur les cases lysimétriques en fonction des drainages cumulés. Celle-ci a été réalisée au travers du calage manuel d'une unique valeur de dispersivité (λ = 0.75 à 2 cm), de teneur en eau immobile (θ_{im} = 0.06 à 0.09 $cm^3.cm^{-3}$) et de coefficient de transfert de masse (α_{ph} = 10^{-6} j^{-1}) pour l'ensemble des matériaux d'une même case.

CHAPITRE 5.

5 ÉTUDE LA DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DES PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES EN SOL NU ET DE L'EFFET DES APPORTS SUR LA LIXIVIATION DES NITRATES

Suite à l'appauvrissement des sols dû en particulier à la chute des taux de matière organique constatées en agriculture intensive, l'apport d'amendements organiques est devenu une préoccupation d'intérêt majeur en raison des enjeux agronomiques (augmentation des teneurs en MO, amélioration de la stabilité structurale, etc...) et environnementaux (stockage de carbone, qualité de l'eau) qui y sont liés (Scotti et al., 2015) (Chapitre 1). Les effets indirects des épandages de produits résiduaires organiques sur les éventuelles modifications des propriétés hydriques du sol et de transport d'un soluté conservatif ont été étudiés dans les deux chapitres précédents. Les résultats montrent l'absence d'effet significatif des apports de PRO, effectués au rythme biennal depuis 2001 et 2009 respectivement sur les parcelles et les cases lysimétriques, sur les transferts d'eau et sur le transport d'un soluté inerte et conservatif dans les profils de sol. Qu'en est-il de l'impact sur la dynamique de l'azote ?

L'effet direct de l'apport de PRO sur les sols agricoles concerne leur valeur fertilisante et donc l'apport d'éléments nutritifs pour les cultures et notamment d'azote, dont la quantité épandue chaque année à partir de

matière organiques exogènes est limitée à 170 kg $N.ha^{-1}$ par la directive européenne Nitrates (91/676/CEE), qui se traduit en France par l'arrêté du 19/12/2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole.

L'étude de la décomposition de la MO des PRO dans le sol est primordiale pour la compréhension de la dynamique du carbone et de l'azote engendrée par des apports répétés, cette dernière étant notamment dépendante des propriétés des PRO épandus (ISMO, teneurs en MS et en éléments fertilisants, C/N, etc...). Dans ce but, la caractérisation des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques du sol des parcelles en sol nu et des PRO qui y sont incorporés va, dans un premier temps, être effectuée à partir de résultats d'incubations en conditions contrôlées au laboratoire. En outre, étant donné qu'il est souvent considéré que la minéralisation du carbone pilote celle de l'azote (Parton et al., 1987 ; Valé, 2006), des simulations de la décomposition de la MO du sol seront réalisées sur le modèle CANTIS (Garnier et al., 2001). Ce modèle est paramétré sur les teneurs en carbone et les rapports N/C des différents pools de matière organique, tous obtenus à partir d'analyses de sol et du fractionnement biochimique des PRO (van Soest et al., 1991) effectuées au laboratoire.

Finalement, à partir des paramètres de minéralisation de la matière organique fraîche et humifiée dans le sol établis à l'aide de CANTIS et de ceux calés suite aux études réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D, la description de la lixiviation des nitrates au cours du temps pourra être effectuée à l'aide de la plateforme Sol Virtuel. Outil mis en place par Lafolie et al. (2014), elle permet le couplage de l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques (et de leurs interactions) se déroulant dans le sol au travers de modules qui en permettent la représentation numérique, pour aboutir, *in fine*, à la caractérisation de la dynamique des nitrates selon le type d'amendement utilisé sur chaque parcelle et chaque case lysimétrique en sol nu.

Matériels et méthodes

5.1.1 Description de l'épandage des PRO

Au cours des travaux de thèse, deux apports des PRO BOUE et DVB ont été réalisés sur les parcelles et les cases lysimétriques en sol nu. Les PRO ont été livrés les 18/01/2013 et 17/07/2014 (Image 5.1) puis immédiatement recouverts d'une bâche imperméable jusqu'au jour de l'épandage pour limiter les changements d'humidité et les protéger des conditions climatiques.



Image 5.1 : Livraison des PRO BOUE [A] et DVB [B].

Les épandages des deux produits ont été effectués respectivement les 21/02/2013 et 01/08/2014 sur les parcelles en sol nu et les 20/02/2013 et 28/07/2014 sur les cases lysimétriques.

Une quantité donnée de PRO pour chaque dispositif (Tableau 5.1) a été appliquée au sol, à hauteur de la dose réglementaire de 170 kg $N.ha^{-1}$ fixée par la directive Nitrates. Cette dose d'apport de PRO a été calculée à partir de mesures au laboratoire de la teneur en matière sèche et de la quantité d'azote total du PRO (Tableau 2.1) à partir de prélèvements de PRO effectués lors de la livraison.

Tableau 5.1 : Quantités de PRO BOUE et DVB pesées dans le cadre des épandages réalisés en 2013 et en 2014 sur les parcelles et les cases lysimétriques.

Pesée [kg MF]	*BOUE 2013*	*BOUE 2014*	*DVB 2013*	*DVB 2014*
Parcelle (90 m²)	116	107	150	75
Case (4 m²)	5.16	4.76	6.65	3.35



Image 5.2 : Pesées et épandages des PRO sur la surface des parcelles et des cases lysimétriques délimitées en carrés de tailles équivalentes.

Dans le but d'assurer une répartition la plus homogène possible sur l'ensemble de la surface épandue, celle-ci est divisée en carré de taille équivalente, les pesées étant ainsi réalisées dans des bacs plastiques sur les parcelles ou dans des bassines sur les cases lysimétriques (Image 5.2).



Image 5.3 : Travail du sol mis en place sur les parcelles et les cases lysimétriques suite aux apports de PRO effectués en 2013 et 2014.

Enfin, sur les parcelles, l'enfouissement des PRO épandus en 2013 sur 0-28 cm a été réalisé via un labour effectué le 22/02/2013. Dans le cadre du semis de la CIPAN (moutarde Candela) sur les parcelles cultivées, les PRO apportés le 01/08/2014 ont été enfouis le même jour sur 0-10 cm par un déchaumeur (Image 5.3-A). Sur les cases lysimétriques, un enfouissement superficiel sur les dix premiers cm de sol a été réalisé le jour des épandages à l'aide d'un petit motoculteur ou à l'aide d'un croc et d'un râteau sur les cases instrumentées pour éviter d'endommager les sondes de mesure en place (Image 5.3-B).

5.1.2 Étape d'échantillonnage liée au suivi de la dynamique des nitrates

Le suivi de la lixiviation des nitrates suite aux deux apports de PRO réalisés sur les trois parcelles en sol nu est effectué au travers de campagnes d'échantillonnages de sol, qui ne se basent pas toutes sur le même mode opératoire de prélèvement.

Les échantillons prélevés lors des campagnes de suivi des ions bromures (C_1 à C_4, cf. Figure 4.4) sont également destinés à l'analyse des teneurs en nitrates selon le protocole analytique décrit au § 4.1.5. Les trois premières campagnes (C_1, C_2 et C_3) ont permis l'étude de la lixiviation des nitrates engendrée par l'apport opéré le 21/02/2013 (Tableau 5.2-A), tandis que la dernière (C_4) a permis l'examen de celle induite par l'épandage effectué le 01/08/2014 (Tableau 5.2-B). De plus, le suivi de la minéralisation de l'azote organique et de la lixiviation des ions nitrates suite à l'épandage ayant eu lieu le 01/08/2014 sur les parcelles a également été accompli par la réalisation de deux campagnes de prélèvement spécifiques, les 24/10/2014 et 16/12/2014, soit respectivement 85 et 138 jours après l'apport (Tableau 5.2-B). Six échantillonnages sont donc réalisés selon la largeur de chaque parcelle sur 0-120 cm à l'aide du carottier et sur 120-160 cm à la tarière (2.6 cm^2) insérée manuellement dans le trou préalablement effectué et selon le même schéma que celui mis en place dans le cadre du suivi du transport des ions bromures (Figure 4.4). Les prélèvements opérés par tranche de 10 cm sont finalement regroupés deux à deux consécutivement permettant l'obtention de trois répétitions sur chaque parcelle.

Enfin, des campagnes de prélèvements périodiques permettant le suivi des reliquats azotés ont été réalisées sur l'ensemble des parcelles de la plateforme expérimentale depuis avril 2001. Celles-ci, dont la périodicité est représentée en Annexe 5.A, se basent sur six sondages consécutifs effectués perpendiculairement au travail du sol à l'aide du carottier jusqu'à 120 cm de profondeur et le regroupement de l'ensemble des prélèvements par tranche de 30 cm (sauf cas particulier des trois répétitions sur 0–30 cm lors d'un échantillonnage opéré après un épandage, cf. Annexe 5.A). Réalisées les 06/03, 12/11/2013, 13/03 et 24/07/2014, trois campagnes s'insèrent entre les suivis C_1, C_2 et C_3 mis en place entre juin 2013 et août 2014 (R_2 à R_4, Tableau 5.2-A). Comme nous le verrons au § 5.2.5.1, les teneurs en azote minéral (NO_3^- et NH_4^+) obtenues à partir de l'exploitation des résultats de ces campagnes ont finalement été utilisées uniquement de manière qualitative, étant donné l'absence de répétition induite par le mélange de l'ensemble des prélèvements élémentaires effectués par tranche de 30 cm.

Tableau 5.2 : Campagnes de prélèvement mises en place pour le suivi de la lixiviation des ions nitrates après le premier [A] ou le second [B] apport de PRO.

	Campagne	Date post labour	Pluviométrie	E_s	Pluviométrie-E_s	ET_0
			[mm]			
A	R_1	06/03/2013 [J+13]	0.0	13.5	-13.5	10.2
	C_1	13/06/2013 [J+112]	216.5	161.0	55.5	231.6
	R_2	12/11/2013 [J+264]	472.0	335.7	136.3	645.1
	C_2	27/11/2013 [J+279]	487.0	344.1	142.9	652.5
	R_3	13/03/2014 [J+385]	615.4	388.0	227.4	726.3
	R_4	24/07/2014 [J+264]	869.9	599.5	270.4	1166.6
	C_3	01/08/2014 [J+526]	908.4	618.1	290.3	1190.2

	Campagne	Date post labour	Pluviométrie	E_s	Pluviométrie-E_s	ET_0
			[mm]			
B	C_3	01/08/2014 [J0]	0.0	3.1	-3.1	4.6
	C_{1N}	24/10/2014 [J+85]	165.5	111.2	54.3	173.3
	C_{2N}	16/12/2014 [J+138]	242.5	134.6	107.9	194.4
	C_4	21/01/2015 [J+174]	298.5	151.6	146.9	209.7

Pour rappel, le terme « ET_0 » fait mention à l'évapotranspiration potentielle de référence calculée selon la formule de Penman-Montieth tandis que le terme « E_s » fait référence à l'évaporation réelle d'un sol nu calculée par l'application de coefficients culturaux à ET_0 selon la méthode établie par la FAO (Annexe 3.A).

Sur les cases lysimétriques, les résultats d'analyse des 127 prélèvements d'eau de drainage opérés sur chaque case durant deux ans dans le cadre du suivi du transport des ions bromures (§ 4.1.4.2) permettront également le suivi de la lixiviation des nitrates suite aux apports de PRO réalisés les 20/02/2013 et 28/07/2014. Il faut toutefois noter que dans l'objectif de prévenir toute évolution des teneurs en nitrates dès l'instant où l'échantillonnage commence à être effectué, un nouveau protocole de prélèvement de l'eau de drainage a été mis en place dans le cadre des travaux de thèse. Celui-ci comprend notamment l'ajout d'un volume de chloroforme au fond des flacons de récupération en amont de leur mise en place dans les regards des cases. Le mode opératoire complet, ainsi que l'ensemble des manipulations liées aux études de la conservation des nitrates dans l'eau de drainage des cases lysimétriques sont détaillés en Annexe 5.B.

5.1.3 Méthodes d'analyse au laboratoire

5.1.3.1 Caractérisation de la décomposition de la matière organique

5.1.3.1.A Fractionnement biochimique des PRO

Initialement appliquée pour la caractérisation de la digestibilité des fourrages (van Soest et Wine, 1967 ; van Soest et al., 1991), le fractionnement biochimique par la méthode van Soest a été utilisé pour caractériser la répartition de la matière organique des PRO selon la procédure décrite dans la norme XP U44-162 (AFNOR, 2009b) et réalisée par le Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche (LDAR, Laon 02), en charge des analyses.

Dans un premier temps, une immersion dans l'azote liquide (-196 °C) est effectuée afin d'atteindre la solidification nécessaire pour la mise en place d'un broyage des échantillons à 2 mm. Une première fraction dite soluble (SOL) est alors extraite à l'eau chaude (100 °C) pendant 1 h puis à l'aide d'un détergent neutre (Neutral Detergent Fiber (NDF) : 3 % Sodium Dodécyl Sulfate (SDS), 1.86 % EDTA-DiSodium, 1 % triéthylène glycol, 0.68 % tétraborate de sodium decahydraté et 0.45 % hydrogénophosphate de sodium v/v) à la même température. Une extraction des insolubles par un réactif légèrement plus acide (Acid Detergent Fiber (ADF) : 2 % d'une solution de bromure d'hexadecyl triméthylammonium (CTAB ; w/v) dans 0.5 M d'acide sulfurique (2.6 % v/v)) permet de caractériser la fraction hémicellulose (HEM=NDF-ADF). Enfin, une extraction par un réactif très acide (Acide Detergent Lignin (ADL) : solution d'acide sulfurique à 72 % (v/v))

permet de caractériser non seulement la fraction cellulose (CEL=ADF–ADL) mais également celle correspondant à la lignine et aux cutines (LIC=ADL), qui ne sont pas solubles dans les solutions susmentionnées.

Les teneurs en carbone et azote de chaque fraction sont mesurées par combustion sèche à l'aide d'un analyseur élémentaire, les résultats étant exprimés en pourcentage du carbone et de l'azote organiques totaux du PRO étudié. Ces teneurs sont intimement liées à la décomposition de la MO du PRO au cours du compostage, mais également après son incorporation au sol (Francou et al., 2008 ; Parnaudeau et al., 2004), et ont été utilisées dans le cadre des modélisations réalisées à l'aide de CANTIS (Garnier et al., 2001, cf. § 5.1.4).

5.1.3.1.B Déroulement des incubations « Sol Seul » et « Sol + PRO » réalisées au laboratoire

Les études du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote organiques du sol des trois parcelles d'intérêts et des deux PRO épandus sur celles-ci (BOUE et DVB) les 21/02/2013 et 01/08/2014 ont également été réalisées par le LDAR. Elles sont basées sur des incubations en conditions contrôlées, effectuées en condition non limitante en azote minéral et selon un mode opératoire décrit par Nicolardot et al. (1998) et le protocole normé XP U44-163 (AFNOR, 2009a).

Dans un premier temps, les PRO sont broyés à 1 mm pour assurer une homogénéisation de ces derniers avec 25 g de sol sec tamisé à 4 mm. La quantité de produit incorporé est calculée de façon à amener approximativement 2000 mg de carbone organique par kg de terre sèche. Le sol de chaque parcelle (« Sol(s) Seul(s) ») ou le mélange « Sol TEMOIN + PRO » est placé dans un cristallisoir, les analyses étant menées à une température de 28 °C, dans l'obscurité et à une humidité équivalente à la capacité de rétention en eau du sol à pF 2.5 (Figure 5.1). Enfin, trois mesures sont effectuées à chaque date de prélèvement.

L'étude de la minéralisation du carbone organique est réalisée en plaçant le cristallisoir dans un bocal muni d'une fermeture hermétique avec un pilulier d'eau permettant de limiter la déshydratation du sol (Figure 5.1-A). Un second pilulier contenant 10 mL de soude (NaOH) 0.50 N permet de piéger le dioxyde de carbone (CO_2) dégagé par les sols mélangés ou non aux produits épandus. Les mesures sont réalisées à 9 dates correspondant aux jours 1, 3, 7, 14, 21, 28, 49, 70 et 91 de l'incubation. Le CO_2 piégé est précipité sous forme de carbonate de baryum par ajout de chlorure de baryum et l'excès de soude titré par de l'acide chlorhydrique (HCl) 0.5 N à l'aide d'un tritrateur automatique couplé à un pH mètre.

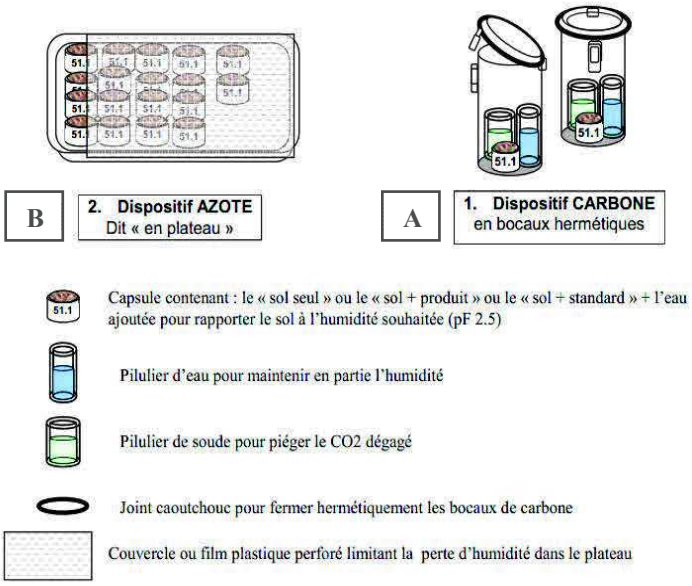


Figure 5.1 : Principe des incubations effectuées au laboratoire dans le cadre de l'étude de la minéralisation du carbone et de l'azote organiques.

Le suivi de la minéralisation de l'azote organique est effectué en plaçant les cristallisoirs dans des plateaux contenant un fond d'eau pour limiter les pertes d'humidité et fermés à l'aide d'un film plastique perforé (Figure 5.1-B). Les mesures d'azote minéral au cours du temps sont destructives, le contenu du cristallisoir est donc sacrifié par sa mise en contact avec 100 mL de chlorure de potassium (KCl) 1 M après 0, 7, 14, 28, 49, 70 et 91 jours d'incubation. La mise en solution de l'azote minéral (NH_4^+ et NO_3^-) est réalisée par agitation pendant 1 h sur un agitateur rotatif et l'extrait est enfin décanté puis dosé par colorimétrie à flux continu (*i*) après réduction de l'azote nitrique en nitrite par le sulfate d'hydrazine et coloration par le réactif de Griess ; (*ii*) par la réaction de Berthelot et donc la formation d'un complexe coloré avec l'ammonium (NH_4^+).

Il faut enfin noter que si la quantité d'azote minéral provenant du produit et incorporée au sol est inférieure à 35 mg kg^{-1} MS, celle-ci pourra se montrer limitante et donc perturber la minéralisation. Dans ce cas de figure, rencontré pour les études effectuées suite à l'incorporation du PRO DVB en 2013 et 2014, la quantité d'azote minéral sera ajustée à une teneur supérieure par l'ajout d'une solution de nitrate de potassium (KNO_3).

5.1.3.1.C Évolution de la biomasse microbienne du sol

Les études des teneurs en carbone de la biomasse microbienne totale du sol de Colmar sont détaillées en Annexe 5.C.

5.1.3.2 Dosage des teneurs en nitrates dans les échantillons de terre et d'eau

Pour rappel, les analyses des teneurs en bromures et nitrates retrouvées dans les échantillons de terre et d'eau prélevés sont effectuées par la SADEF selon une méthode d'analyse accréditée COFRAC et détaillée au § 4.1.5.Nous pouvons noter que le temps de rétention des ions nitrates dans la colonne analytique est d'environ 14 minutes, ces derniers sortant directement après les bromures (entouré en vert en Annexe 4.C).

Concernant les reliquats azotés, le dosage des nitrates dans les sols est réalisé par extraction avec une solution de chlorure de potassium (KCl) selon la norme NF ISO 14256-2 (AFNOR, 2007). Le mode opératoire consiste à prélever 70 à 80 g de sol par grappillage puis à extraire les nitrates contenus à l'aide de 150 mL de KCl molaire dans un pot d'extraction durant une heure à 20 °C et 40 tours par minute par agitation à retournement. L'extrait est ensuite laissé décanter puis centrifugé à 2500 tours.min^{-1} durant 20 min.

$$NH_2SO_2C_6H_4\text{-}NH_2 + NO_2^- + 2H^+ \rightarrow (NH_2SO_2C_6H_4\text{-}N{\equiv}N)^+ + 2H_2O$$
$$(NH_2SO_2C_6H_4\text{-}N{\equiv}N)^+ + C_{10}H_7\text{-}NH(CH_2)_2\text{-}NH_2 \rightarrow NH_2SO_2C_6H_4\text{-}N{=}N\text{-}C_{10}H_6\text{-}NH(CH_2)_2\text{-}NH_2 + H^+$$

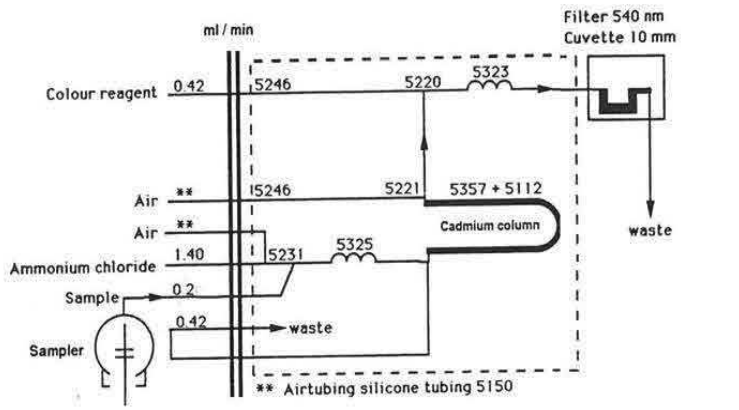


Figure 5.2 : Réaction de Griess et principe du dosage des nitrates par colorimétrie di-azotique des nitrites réalisée sur SKALAR.

Le dosage des teneurs en nitrates est opéré selon la méthode de colorimétrie di-azotique des nitrites après réduction des nitrates en nitrite sur colonne de cadmium. Décrit sur la Figure 5.2, ce dosage est basé sur la réduction des nitrates en nitrites via une colonne remplie de granulats de cadmium activés par une solution de sulfate de cuivre. Les nitrites ainsi formés sont dosés suivant la réaction de Griess, en flux continu sur SKALAR (Figure 5.2).

Celle-ci se base sur la réaction du sulfanilamide avec les ions NO_2^- en milieu acide (pH < 2) pour former un diazoïque qui réagit alors avec le N-naphtyl-éthylènediamine pour créer un composé qui absorbe à une longueur d'onde d'approximativement 540 mm, pouvant ainsi être dosé par spectrométrie UV-Visible.

À noter enfin que le dosage des nitrites seuls doit être réalisé en parallèle car la méthode décrite ci-dessus donne la somme des teneurs en nitrites et nitrates de l'échantillon.

5.1.4 CANTIS : étude de la décomposition de la matière organique dans le sol

5.1.4.1 Description générale du modèle

Initialement développé par Garnier et al. (2001), le modèle CANTIS (Carbon And Nitrogen Transformations In Soil) permet de simuler la transformation du carbone et de l'azote dans le sol. Il considère les processus de décomposition de la matière organique, minéralisation, réorganisation, nitrification et humification, mais ne prend pas en compte les phénomènes de volatilisation et de dénitrification, ces derniers étant souvent considérés comme négligeables dans le sol (Garnier et al., 2003).

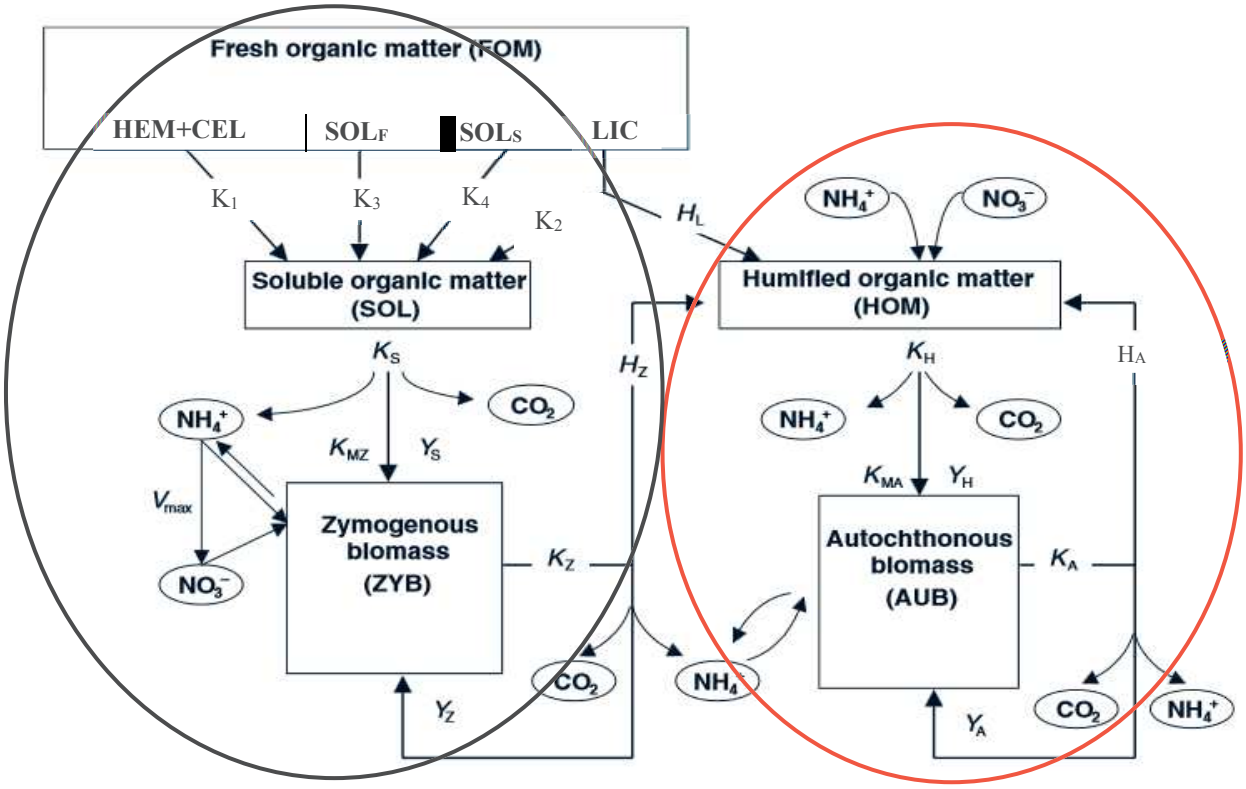


Figure 5.3 : Description de la transformation de la matière organique du sol par le modèle CANTIS.
Le **module entouré en noir** décrit la transformation de la matière organique fraîche liée à l'apport de PRO.
Le **module entouré en rouge** décrit la transformation de la matière organique humifiée.

Il fait également la distinction entre (*i*) la minéralisation brute, *i.e.* la dégradation progressive de la MO par les micro-organismes du sol aboutissant à la production d'azote minéral ; (*ii*) l'organisation, qui correspond à la réutilisation de l'azote minéral par la population microbienne et l'élaboration de protéines qui contribuent à augmenter la biomasse microbienne vivante ; (*iii*) la minéralisation nette, seule quantité disponible pour l'alimentation des végétaux et différence entre minéralisation brute et organisation (Baize, 2000).

Nous avons utilisé une version du modèle adapté aux apports de PRO selon le schéma décrit par Chalhoub et al. (2014) (Figure 5.3). La MO non-vivante du sol (nécromasse) est divisée en trois compartiments principaux qui comprennent la matière organique fraîche (FOM), la matière organique humifiée (HOM) et les composés organiques solubles (SOL). La FOM, matière organique qui provient des apports de PRO, est composée de quatre fractions biochimiques avec le pool (*i*) soluble à l'eau chaude et dans un détergent neutre, divisé en un compartiment facilement biodégradable (SOL_F) et un second qui l'est plus difficilement (SOL_S) ; (*ii*) hemicellulose et cellulose, ces deux fractions étant regroupées pour former l'holocellulose (HEM+CEL) ; (*iii*) lignine et cutine (LIC).

La matière organique vivante du sol est quant à elle répartie dans deux compartiments, avec celui de la biomasse microbienne autochtone (AUB), responsable de la décomposition de la matière organique humifiée, et la biomasse microbienne zymogène (ZYB), qui décompose la matière organique fraîche (FOM) et soluble (SOL) (Jenkinson et al., 1987 ; Magid et al., 1997).

5.1.4.2 Équations et paramètres du modèle

L'ensemble des équations de CANTIS qui permettent de décrire la décomposition de la matière organique dans le sol sont explicitées en Annexe 5.D à partir des informations fournies par Garnier et al. (2001).

En résumé, la décomposition de l'ensemble des pools de matière organique suit une cinétique du premier ordre par rapport à la quantité de carbone du substrat, sa vitesse pouvant également dépendre de la taille de la biomasse microbienne. La décomposition de cette dernière suit également une cinétique d'ordre 1. Les taux de transformation de l'azote sont pilotés par ceux du carbone et les rapports N/C de la matière organique, avec ceux de la FOM et de AUB qui restent constants, tandis que ceux de la HOM, SOL et ZYB peuvent varier au cours du temps. Dans le modèle, l'azote est assimilé par voie (*i*) directe (N organique) pour la biomasse zymogène ; (*ii*) indirecte (N minéral) pour la biomasse autochtone (Hadas et al., 1992).

Le taux de nitrification dépend de la concentration en NH_4^+ selon une équation de Michaelis-Menten. L'humification du carbone de la matière organique se déroule durant la décomposition de la biomasse microbienne et de la lignine, son taux étant proportionnel au taux de décomposition. Enfin, l'azote est humifié à partir du N minéral disponible et selon le rapport N/C de la HOM.

À noter que l'ensemble des paramètres à la base de la modélisation de la décomposition de la MO du sol réalisée à l'aide de CANTIS sont présentés dans le Tableau 5.3. Enfin, l'étude prend également en compte le fait que les composés phénoliques constituant la lignine limitent la dégradation des polysaccharides (HEM+CEL) durant la décomposition de la matière organique (Iqbal et al., 2014 ; Talbot and Treseder, 2012).

Par conséquent, un facteur de retard de la décomposition de la fraction HEM+CEL, donné par Denes (2014), est intégré au modèle :

$$K'_1 = K_1 \times e^{-K_r \times \frac{[LIC]_t}{[LIC]_t + [HEM+CEL]_t}}$$ **Équation 5-1**

avec K'_1 le taux de décomposition effectif de la fraction HEM+CEL [j^{-1}], K_1 le taux de décomposition potentiel de la fraction HEM+CEL [j^{-1}], K_r le facteur de retard [-] (fixé à 3.2 par Corbeels et al. (1999)), $[LIC]_t$ et $[HEM+CEL]_t$ les teneurs en carbone des fractions lignine et holocellulose au temps t [mg $C.kg^{-1}$].

Tableau 5.3 : Paramètres utilisés pour simuler la décomposition de la matière organique dans le sol à l'aide de CANTIS.

Paramètre	*Définition*	*Valeur*	*Unité*	*Bibliographie*
Décomposition de la matière organique fraiche (FOM)				
K_1	**Taux de décomposition du pool HEM+CEL**	**0.027**	**j^{-1}**	**Corbeels et al. (1999)**
K_2	**Taux de décomposition du pool LIC**	**0.0022**	**j^{-1}**	**Garnier et al. (2003)**
K_3	**Taux de décomposition du pool SOL_F**	**0.25**	**j^{-1}**	**Garnier et al. (2003)**
K_4	**Taux de décomposition du pool SOL_S**	**0.0001**	**j^{-1}**	**Chalhoub et al. (2014)**
K_S	**Taux de décomposition de la fraction SOL**	**1.49**	**j^{-1}**	**Garnier et al. (2003)**
K_Z	**Taux de mortalité de la biomasse zymogène**	**0.1**	**j^{-1}**	**Garnier et al. (2008)**
Y_S	**Rendement d'assimilation du C soluble par ZYB**	**0.55**	**g $C.g^{-1}$ C**	**Iqbal et al. (2014)**
Y_Z	**Rendement d'assimilation de la nécromasse de ZYB**	**0.55**	**g $C.g^{-1}$ C**	**Iqbal et al. (2014)**
H_L	**Coefficient d'humification de LIC**	**0**	**-**	**Garnier et al. (2003)**
H_Z	**Coefficient d'humification de la nécromasse de ZYB**	**0.3**	**-**	**Iqbal et al. (2014)**
V_{max}	**Taux maximum de nitrification**	**5.0**	**mg $N.kg^{-1}.j^{-1}$**	**Garnier et al. (2003)**
α_Z	**Proportion de N directement assimilée par ZYB**	**1.0**	**-**	**Garnier et al. (2003)**
K_{MZ}	**Constante de Michaelis-Menten pour la décompositon de SOL**	**0 ; 93**	**mg $C.kg^{-1}$**	**Denes (2014)**
Décomposition de la matière organique humifiée (HOM)				
K_H	Taux de décomposition de la HOM	Optimisé	j^{-1}	/
K_A	Taux de mortalité de la biomasse autochtone	Optimisé	j^{-1}	/
Y_A	Rendement d'assimilation de la nécromasse de AUB	0.55	g $C.g^{-1}$ C	Iqbal et al. (2014)
Y_H	Rendement d'assimilation de HOM par AUB	0.55	g $C.g^{-1}$ C	Iqbal et al. (2014)
H_A	Coefficient d'humification de la nécromasse de AUB	0.9	-	Chalhoub et al. (2014)
α_A	Proportion de N directement assimilée par AUB	0	-	Garnier et al. (2003)
K_{MA}	Constante de Michaelis-Menten pour la décompositon de HOM	0	mg $C.kg^{-1}$	Garnier et al. (2003)
K_N	*Constante d'affinité entre NH_4^+ et les bactéries nitrifiantes.*	*3.5*	*mg $N.kg^{-1}$*	*Garnier et al. (2003)*
β	*Coefficient de Langmuir pour la réorganisation de l'azote*	*0.045*	-	*Garnier et al. (2003)*

Les **paramètres en gras permettent la simulation de la décomposition de la FOM**, ceux sans mise en forme celle de la HOM et *ceux en italique ne sont pas attribués à un type de MO en particulier.*

5.1.4.3 Critères d'évaluation de l'efficience des simulations

La qualité des simulations de la décomposition de la matière organique à l'aide de CANTIS est évaluée de la même façon que précédemment, *i.e.* au travers du calcul du coefficient d'efficience (E) de Nash et Sutcliffe (1970) selon l'Équation 3-25.

De plus, une valeur de RRMSE (Relative Root Mean Square Error) est donnée par CANTIS en fin de simulation pour en évaluer la qualité, sachant que plus la modélisation est fidèle aux données expérimentales plus le RRMSE est faible (cf. Équation 5-2).

$$RRMSE\ (\%) = \frac{100}{\overline{m}} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(s_i - m_i)^2}{n}}$$ **Équation 5-2**

avec m_i les données mesurées, s_i les données simulées et $\overline{m}$ la moyenne des n données mesurées.

5.1.5 Plateforme Sol Virtuel : génération d'un modèle permettant la simulation de la lixiviation des nitrates observée *in situ*

5.1.5.1 Présentation générale de la plateforme Sol Virtuel

La plateforme Sol Virtuel est un outil mis en place par Lafolie et al. (2014) pour permettre le couplage de modules de simulation décrivant différents processus, soit déjà existants au sein de la plateforme, soit créés par l'utilisateur pour répondre à un problème précis. L'objectif de cette plateforme est de rendre aisé la manipulation et le développement de modèles, au travers d'une interface graphique accessible permettant une utilisation souple pour l'ensemble de la communauté scientifique qui travaille sur des processus qui s'opèrent dans le sol et aux limites de celui-ci (atmosphère et nappe phréatique). La plateforme est composée de quatre logiciels utilisables successivement (Figure 5.4). Le premier (« VSoil_Processes ») permet la définition des processus (physiques, chimiques, biologiques, etc…) et des variables d'entrées et de sorties associées qui rentrent en jeu dans le cadre de la création d'un modèle donné. Il faut également noter que les conditions aux limites représentent une classe de processus appelée « facteurs externes », ces derniers ne fournissant que des variables d'entrée. Le second logiciel (« VSoil_Modules ») a pour but d'attacher un module à un processus donné, pour en permettre sa représentation numérique. Plusieurs modules peuvent être développés pour un même processus et différer par leur formalisme mathématique, langage de programmation ou encore par la technique numérique permettant de résoudre les équations. L'ensemble des couplages entre processus et modules forme ce que l'on appelle un squelette, qui représente la colonne vertébrale du modèle, créé dans le troisième logiciel (« VSoil_Models »). Enfin, le dernier logiciel (« VSoil_Player ») permet de faire tourner le modèle créé, de comparer les résultats de plusieurs simulations ou encore d'archiver les modèles avec leurs données d'entrées et de sorties.

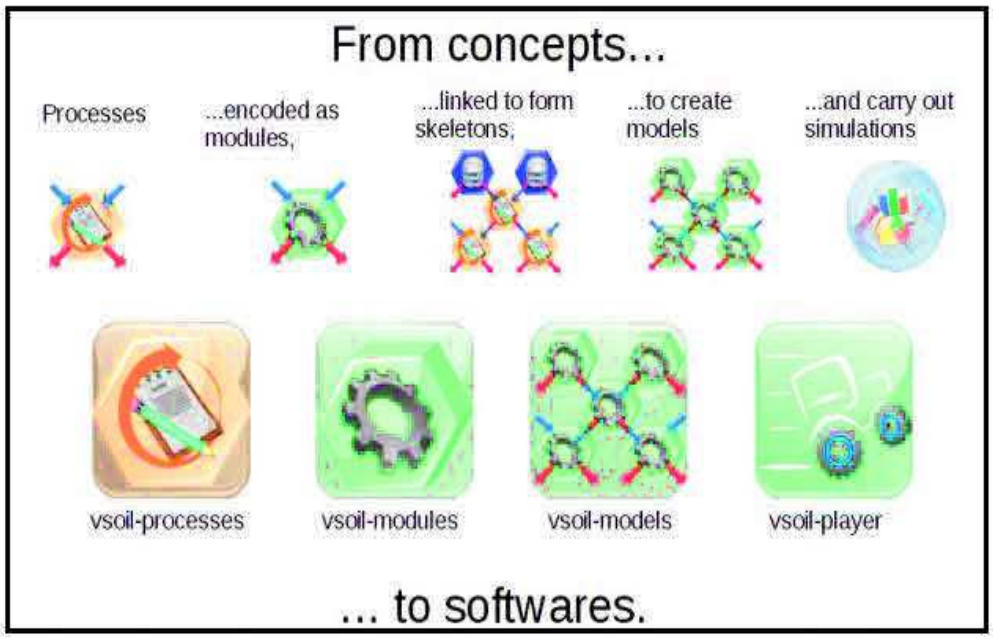


Figure 5.4 : Les quatre logiciels composant la plateforme Sol Virtuel et les relations avec les concepts de processus, modules et modèles (Lafolie et al., 2014).

5.1.5.2 Description des processus et modules associés à la création du modèle

L'ensemble des processus et modules associés au modèle créé et le couplage de chacun d'entre eux pour l'étude de la lixiviation des nitrates *in situ* sont représentés sur la Figure 5.5. Puisque l'étude porte sur des sols laissés nus, les processus qui décrivent le développement de la culture et la couverture du sol (mulch) sont associés par défaut à des modules qui ne prennent pas en compte ces phénomènes (« No_crop », « nocanopy », etc...). Pour simuler les processus de transfert hydrodynamique, de flux de chaleur, du transport des solutés et des transformations du carbone et de l'azote dans le sol, la plateforme Sol Virtuel utilise le modèle mécaniste unidimensionnel PASTIS (Prediction of Agricultural Solute Transformations In Soils). Mis au point par Garnier et al. (2001), il couple un modèle de transport établi par Lafolie (1991) au modèle CANTIS qui permet la description de la décomposition de la matière organique dans le sol (§ 5.1.4).

Les flux d'eau sur les parcelles et les cases lysimétriques sont décrits par l'équation de Richards, soit de façon similaire à HYDRUS-1D (§ 3.1.2.1.A), tout comme le transport de solutés, modélisé à partir du même modèle convectif dispersif (CDE) sur les parcelles et du modèle eau mobile-eau immobile (MIM) sur les cases lysimétriques (Chapitre 4). Toutefois, le modèle MIM utilisé par la plateforme Sol Virtuel diffère sensiblement de celui d'HYDRUS-1D détaillé au § 4.1.6.1.B. En effet, le modèle MIM de Sol Virtuel considère (*i*) que les régions d'eau immobile sont localisées à l'intérieur d'une microstructure constituée d'agrégats sphériques de tailles diverses ; (*ii*) que le coefficient d'échange du soluté entre régions mobile et immobile (α_{ph} [j^{-1}]) n'est pas fixé manuellement mais varie en fonction notamment du rayon effectif de la zone immobile selon l'Équation 5-3 (Hayot, 1992 ; Parker et Valocchi, 1986) :

$$\alpha_{ph} = \frac{15\ D_0}{\tau \times a^2} \qquad \textbf{Équation 5-3}$$

où D_0 est le coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau pure [$cm^2.j^{-1}$], τ le facteur de tortuosité dans la phase liquide [-] et *a* le rayon effectif de la zone immobile [cm] défini suivant des relations empiriques données par Renault et Sierra (1994) et Tamari (1994).

Enfin, la teneur en eau mobile, fixée dans HYDRUS-1D en fonction de la teneur en eau immobile associée à chaque matériau et comprise entre 0.06 et 0.09 $cm^3.cm^{-3}$ selon les cases (Tableau 4.17), est ici considérée comme variable en fonction du temps et de la teneur en eau du sol selon une relation fournie par Gaudet (1978) :

$$\theta_m = (\theta_s - n_{text}) \times \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{\beta} \qquad \textbf{Équation 5-4}$$

avec θ_m, teneur en eau volumique de la fraction mobile [$cm^3.cm^{-3}$], θ_s, teneur en eau volumique à saturation [$cm^3.cm^{-3}$], n_{text}, la porosité texturale [-] définie par le volume des vides intra-agrégats, θ, la teneur en eau volumique [$cm^3.cm^{-3}$] et β, un exposant permettant de calculer la teneur en eau mobile à partir de la teneur en eau totale [-] et qui sera calé spécifiquement à chaque case pour obtenir un partage semblable à celui observé à l'aide d'HYDRUS-1D.

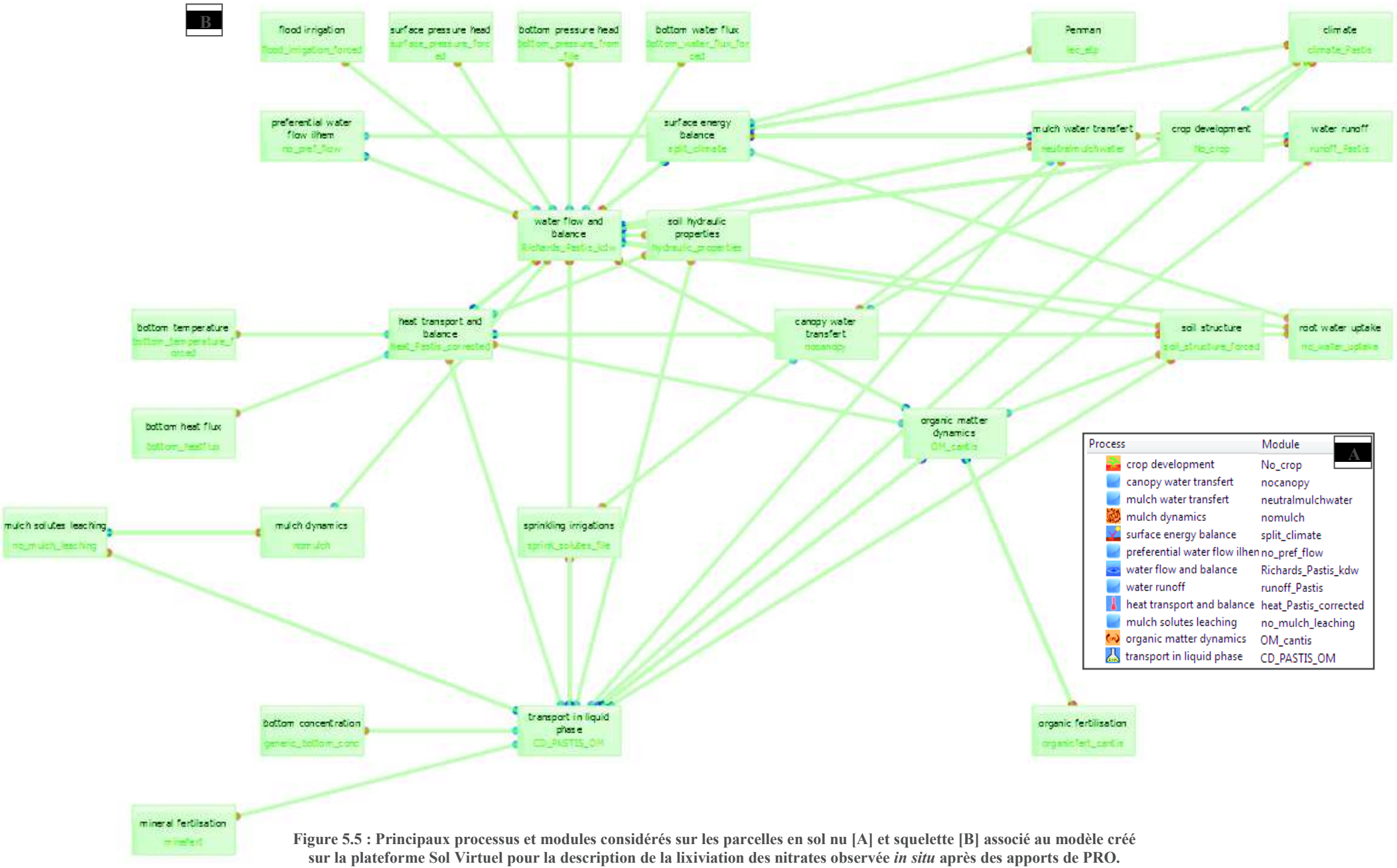


Figure 5.5 : Principaux processus et modules considérés sur les parcelles en sol nu [A] et squelette [B] associé au modèle créé sur la plateforme Sol Virtuel pour la description de la lixiviation des nitrates observée *in situ* après des apports de PRO.

À noter également que, pour les transferts hydriques et de solutés, des conditions aux limites inférieure et supérieure identiques à celles prises en compte à l'aide d'HYDRUS-1D sont appliquées aux deux dispositifs simulés à l'aide de la plateforme Sol Virtuel.

Les transferts de chaleur sont quant à eux décrits par l'Équation 5-5 de convection-diffusion. Celle-ci considère que les phases solide et aqueuse ont la même température et somme le flux de diffusion induit par les gradients de température et le flux convectif engendré par les mouvements de l'eau dans le sol :

$$C_T \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(\lambda_T \frac{\partial T}{\partial z} - q C_w T\right) \qquad \textbf{Équation 5-5}$$

avec C_T la capacité calorifique du sol [J.m^{-3}.K^{-1}], T la température du sol [K], t le temps [j], z la profondeur [m], λ_T la conductivité thermique du sol [W.m^{-1}.K^{-1}], q le flux de Darcy [m.s^{-1}] et C_W la capacité calorifique de l'eau [J.m^{-3}.K^{-1}].

Pour juger de la cohérence des modélisations du flux thermique, les résultats expérimentaux acquis par les capteurs de températures implantés dans les profils de sol (*i*) de chacune des trois parcelles en sol nu à 10, 37, 50 et 100 cm ; (*ii*) de la Case 1 (TEMOIN) à 20, 40, 60 et 80 cm, sont comparés aux données simulées par la plateforme Sol Virtuel.

5.1.5.3 Périodes de simulation

Dans le cadre des comparaisons entre données modélisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de Sol Virtuel, la période de simulation initiale est identique à celle de l'hydrodynamique et du transport de solutés soit (*i*) du 22/02/2013 au 31/01/2015 sur les parcelles ; (*ii*) du 20/02/2013 au 28/02/2015 sur les cases lysimétriques. Néanmoins, dans le cadre de la description de la lixiviation des nitrates, de nouvelles simulations ont été réalisées à partir de la date du second épandage de PRO (01/08/2014), pour prendre en compte les paramètres et conditions initiales spécifiques à chaque épandage et optimisés à l'aide de CANTIS (§ 5.2.2). De ce fait, et en prenant l'exemple des parcelles, deux simulations ont été effectuées sur la plateforme Sol Virtuel : la première du 22/02/2013 au 01/08/2014 et la seconde du 01/08/2014 au 31/01/2015.

5.1.5.4 Critère d'évaluation de l'efficience des simulations

La qualité de l'ensemble des simulations effectuées sur la plateforme Sol Virtuel est évaluée au travers du calcul du coefficient d'efficience (E) de Nash et Sutcliffe (1970) selon l'Équation 3-25.

Résultats et discussion

5.2.1 Étude des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques au laboratoire

Dans le cadre des apports de PRO réalisés fin février 2013 et début août 2014, des prélèvements de sol sont effectués avant chaque épandage sur les trois parcelles en sol nu. La détermination du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote organiques a été réalisée par incubation en conditions contrôlées (*i*) des « Sols Seuls », *i.e.* des échantillons représentatifs de chacune des trois parcelles permettant l'étude de la minéralisation liée aux arrières effets des apports précédents entrepris depuis 2001 au rythme biennal ; (*ii*) d'un mélange « Sol TEMOIN + PRO » qui permet l'étude de la minéralisation du PRO uniquement à travers son incorporation à du sol de la parcelle n'ayant jamais été amendée.

5.2.1.1 Résultats pour le « Sol Seul »

Un arrière effet des apports précédents de PRO est nettement identifiable sur les courbes de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls » prélevés avant les épandages 2013 et 2014.

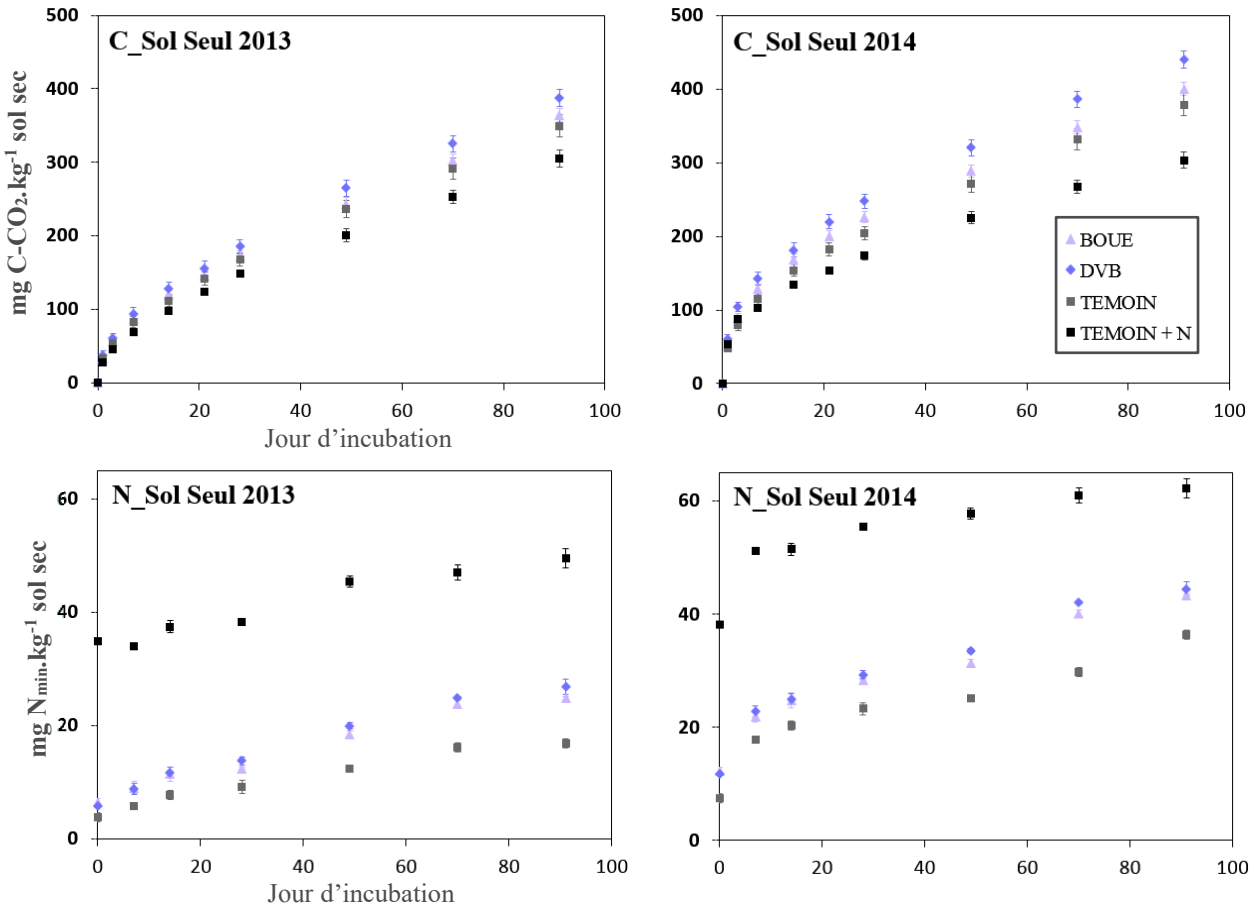


Figure 5.6 : Étude du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote organiques suite aux incubations effectuées sur les « Sols Seuls » prélevés avant les apports de PRO de février 2013 et août 2014.

En effet, nous remarquons dans un premier temps que les quantités moyennes de carbone organique minéralisés entre J_0 et J+91 sont constamment supérieures pour les sols ayant reçu des PRO et se classent selon l'ordre croissant suivant TEMOIN < BOUE < DVB (Figure 5.6). Cet ordre est également souvent vérifié pour les moyennes calculées entre deux dates consécutives (Tableau I en Annexe 5.E), nous permettant par conséquent de constater que le sol de la parcelle concernée par un apport de DVB minéralise plus que celui où sont effectués des épandages de BOUE. Cela peut en grande partie être expliqué par le stock de carbone plus élevé sur la parcelle concernée par des apports de composts, du fait que l'ISMO du DVB épandu depuis 2001 est généralement bien supérieur à celui de la BOUE (Tableau 2.1, sauf cas particulier de 2014 explicité au § 5.2.1.2). La majeure partie du carbone organique du produit étant stable, le DVB minéralise finalement lentement un faible pourcentage de son C_{org}, son apport contribuant de ce fait à un enrichissement du pool de matière organique humifiée du sol plus important que celui permis par la BOUE.

Les quantités d'azote minéral produites lors des expériences d'incubation suivent l'ordre croissant suivant TEMOIN < BOUE ≤ DVB. Les mêmes conclusions que celles réalisées pour les études sur le carbone peuvent par conséquent être appliquées à l'azote organique (Figure 5.6 et Tableau II en Annexe 5.E). De plus, les quantités de N minéral présentes à t_0 sont constamment plus élevées pour les sols des parcelles amendées mettant une nouvelle fois en évidence les effets des six apports précédents opérés entre 2001 et 2011. Nous observons que les vitesses de minéralisation des sols étudiés sont relativement faibles. En effet, les fortes teneurs en carbonate de calcium retrouvées dans l'horizon de surface des parcelles étudiées (≈ 150 $g.kg^{-1}$, cf. Figure 3.8) sont responsables d'une diminution du taux de minéralisation de l'azote au travers d'une étape d'ammonification nette bien plus faible en sols carbonatés de par l'augmentation de l'humine résistante à l'activité microbienne (Le Tacon, 1978).

Enfin, le fait que les minéralisations de carbone et d'azote organique soient plus marquées pour les sols prélevés avant l'épandage 2014 peut être justifié par (*i*) un apport effectué moins d'un an et demi après celui de février 2013, alors que l'épandage précédent avait été réalisé le 13/12/2010 (*ii*) un échantillonnage qui a pris place en juillet 2014, mois marqué par une pluviométrie très importante (181.5 mm au total) et des températures moyennes comprises autour de 20 °C dans l'air et à 10 cm de profondeur. Ces conditions sont celles où est généralement constaté l'*optimum* de nitrification sur la plupart des sols (Malhi et McGill, 1982). De plus, au vu des précipitations soutenues observées sur la période, ces températures sont associées à un état hydrique du sol plus proche de la capacité au champ (pF ≈ 2.7) que du point de flétrissement, permettant par conséquent une minéralisation supérieure de 50 à 80 % à celle constatée pour des pF proches de 4.2 (Valé, 2006). Ces conditions influencent donc favorablement la minéralisation de l'azote et du carbone organiques du sol au moment du prélèvement, contrairement à février 2013, où les températures inférieures à 1 °C ont considérablement ralenti l'activité des micro-organismes et notamment celle des bactéries nitrifiantes (Braker et al., 2010).

5.2.1.2 Résultats pour le « Sol TEMOIN + PRO »

Les résultats des incubations effectuées avec du sol de la parcelle TEMOIN auquel ont été incorporées des quantités de PRO d'environ 2 g de carbone organique par kg de sol sec (Annexe 5.E) permettent tout d'abord d'observer une première phase de minéralisation assez rapide pour la BOUE durant les 14 premiers jours d'incubation puis beaucoup plus lente durant les 77 jours suivants (Figure 5.7). Environ 38 et 35 % du carbone organique et 55 et 18 % du N organique des PRO BOUE épandus en 2013 et 2014 ont respectivement été minéralisés à la fin des périodes d'incubation. Nous pouvons ainsi noter une diminution de 37 % observée entre les minéralisations nettes de l'azote organique du PRO BOUE épandu en 2013 et 2014.

Pour expliquer ce phénomène, il est utile de repréciser que l'épandage effectué en 2014 a eu lieu le 01/08/2014 sur les parcelles en sol nu, soit près de deux semaines après la livraison du PRO par le transporteur et sa conservation sous une bâche (§ 5.1.1). Ces conditions de stockage sont associées à des températures moyennes supérieures à 20 °C constatées en juillet 2014, ces dernières étant comprises dans la tranche optimale à la croissance des micro-organismes responsables de la phase mésophile, première étape du processus de compostage permettant la dégradation de la MO peu réfractaire (Albrecht, 2007). Elles traduisent de ce fait une probable fermentation de cet amendement non composté sous la bâche le recouvrant durant les 15 jours séparant sa livraison de son épandage. Celle-ci est en effet soulignée par un ISMO de 71.0 % retrouvé pour la BOUE 2014 et bien supérieur à celui de 2013 (44.7 %), également classiquement observé lors des épandages ayant eu lieu entre 2001 et 2011 (Tableau 2.1). Ceci semble mettre en évidence une stabilisation plus importante de la matière organique ayant vraisemblablement eu lieu durant le stockage du PRO avant l'apport.

Enfin, les teneurs en azote ammoniacal retrouvées dans la BOUE 2014 sont près de deux fois supérieures à celle de 2013, traduisant une production d'ammoniaque (NH_3) favorisée par les températures et évapotranspirations élevées retrouvées durant la période estivale.

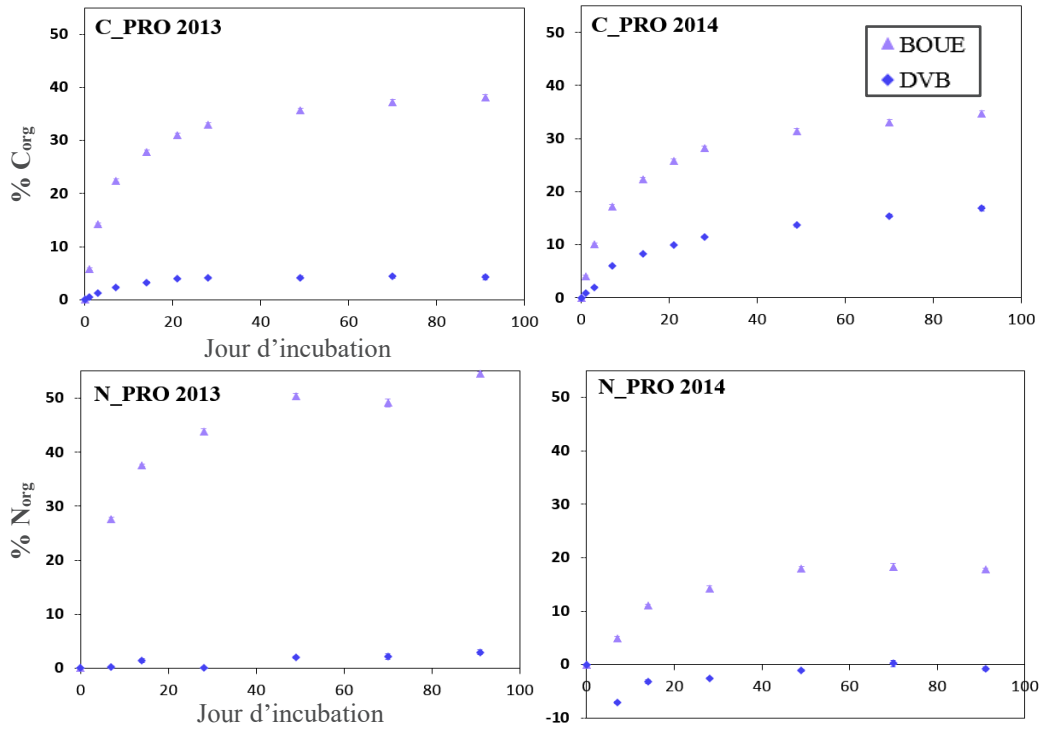


Figure 5.7 : Étude de l'évolution du taux de minéralisation nette du carbone et de l'azote organiques suite aux incubations effectuées sur le Sol TEMOIN auquel ont été incorporés les PRO épandus en février 2013 et août 2014.

Pour le DVB, nous remarquons que la minéralisation du carbone organique se déroule également principalement durant les 14 premiers jours avec 4 % du C_{org} minéralisé au jour 91 pour le PRO 2013 contre 17 % pour le PRO 2014. Concernant l'azote, une faible minéralisation est constatée avec 3 % du N_{org} minéralisé pour le DVB apporté en 2013 tandis qu'une minéralisation nette de -1 % de l'apport initial en N_{org} est observée pour le PRO 2014, soit une minéralisation cumulée du sol TEMOIN + DVB 2014 inférieure à celle constatée pour le sol TEMOIN seul.

En définitive, bien que les conditions des mesures opérées au laboratoire soient très différentes des conditions réelles *in situ*, il faut retenir que le compost DVB présente une forte stabilité avec un coefficient de minéralisation du carbone à 91 jours (Ct_{91}) inférieure à 15 %. Son apport contribue ainsi à un enrichissement marqué du pool de carbone organique du sol et une élévation du stock de carbone par conséquent plus importante que celui constaté pour la BOUE, amendement peu stable qui présente un Ct_{91} constamment supérieur à 30 %. Ce dernier présente néanmoins une fourniture en azote minérale généralement importante avec une minéralisation nette de son azote organique initial pouvant être supérieure à 50 %, ce qui nécessite de raisonner les dates d'apports du produit en fonction de celle du semis ou de prévoir, le cas échéant, l'implantation d'une CIPAN pour éviter des pertes conséquentes par lixiviation. L'épandage de DVB ne présente quant à lui finalement que peu de fourniture azotée en 2013 et un risque de « faim d'azote » à travers l'organisation constatée à partir de la cinétique négative au début de l'incubation du DVB 2014, qui pourra poser problème à la culture si l'apport est proche de la date du semis. L'ensemble des observations réalisées à travers l'étude des cinétiques de minéralisation sont en accord avec les données retrouvées dans la littérature dans le cadre de la synthèse bibliographique présentée dans le Chapitre 1.

5.2.2 Démarche d'optimisation des paramètres gouvernant la décomposition de la matière organique des PRO dans le sol via CANTIS et résultats obtenus

5.2.2.1 Étude préliminaire sur la mesure de la biomasse microbienne en sol nu

Dans le cadre de l'étape de calage des paramètres qui gouvernent la décomposition de la MO des parcelles en sol nu à l'aide de CANTIS, les données de teneurs en carbone de la biomasse microbienne dans l'horizon de surface de chacune des parcelles sont nécessaires Les études réalisées et les différentes données ayant permis leur obtention sont explicitées en Annexe 5.C.

5.2.2.2 Calage de CANTIS sur les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls »

Listés dans le Tableau 5.3, les paramètres relatifs à la modélisation de la décomposition de la MO des sols nus prélevés avant les épandages mis en place fin février 2013 et début août 2014 sont au nombre de sept (K_H, K_A, Y_A, Y_H, H_A, α_A et K_{MA}). Seuls le taux de décomposition de la HOM (K_H) et le taux de mortalité de AUB (K_A) sont calés (Tableau 5.4), à partir des mesures de minéralisation du carbone et de l'azote organiques obtenues suite aux incubations effectuées au laboratoire sur les « Sols Seuls » prélevés avant les épandages 2013 et 2014 (§ 5.2.1.1). Les cinq autres paramètres sont issus de la littérature (Tableau 5.3), à partir des travaux effectués jusqu'à présent (Chalhoub et al., 2014 ; Garnier et al., 2003 ; Iqbal et al., 2014) et gardés constants pour l'ensemble des calages opérés sur les différents « Sols Seuls » prélevés lors de la même campagne.

Les conditions initiales relatives à la modélisation de la décomposition de la MO des « Sols Seuls » comprennent quant à elles les quantités de carbone organique mesurées dans la HOM de chaque sol étudié et rapports N/C associés, ainsi que les teneurs en azote minéral du sol mesurées par le laboratoire d'analyse au temps t_0 de l'incubation (Tableau 5.5). Les quantités de carbone total de la biomasse microbienne sont initialement considérées équivalentes pour l'ensemble des « Sols Seuls » au vu des résultats semblables constatés pour les études effectuées sur les sols nus (Annexe 5.C). Celles-ci sont de ce fait fixées à la valeur obtenues à J_0 pour le sol TEMOIN (183.2 mg $C.kg^{-1}$ sol sec), soit entre 1.6 et 1.8 % de la teneur en carbone organique total des sols étudiés (Tableau 5.5), ces pourcentages étant effectivement caractéristiques de sols contenant de faibles quantités d'argile et de C_{org} (Dalal, 1998 ; Denes, 2014).

De plus, respectivement 90 et 10 % de la quantité de biomasse microbienne totale est arbitrairement attribuée respectivement à la biomasse autochtone (AUB) et zymogène (ZYB), de façon à minimiser le RRMSE et obtenir les coefficients d'efficience (E) les plus proches de 1 pour les modélisations mises en place sur les résultats d'incubations des « Sols Seuls » en conditions contrôlées (Tableau 5.5). Les ratios N/C associés à la biomasse microbienne sont quant à eux bien connus et considérés comme quasiment constant quels que soient la communauté microbienne et l'écosystème considérés, avec des valeurs généralement comprises entre 0.08 et 0.16 (Cleveland et Liptzin, 2007 ; Kallenbach et Grandy, 2011). Ces derniers sont donc fixés à 0.09 et 0.1 pour AUB et ZYB tout au long de l'étude, ces valeurs ayant déjà été utilisées dans le cadre de modélisations réalisées à l'aide de CANTIS et prenant en compte des apports de PRO (Chalhoub et al., 2014). Enfin, il faut noter qu'en l'absence de données de biomasse microbienne totale liées à l'épandage 2014, les mêmes valeurs que celles établies lors de l'apport 2013 ont été utilisées, non seulement concernant les données initiales de répartition dans AUB et ZYB mais également pour les résultats des incubations effectuées sur les mélanges « Sol + PRO » (Obriot, 2016).

Nous constatons finalement que les cinétiques de minéralisation sont reproduites de façon très satisfaisante pour l'ensemble des « Sols Seuls » étudiés pour les prélèvements effectués avant l'épandage 2013 (Figure 5.8) et avant celui de 2014 (Figure 5.9). Les RRMSE obtenus sont ainsi constamment inférieurs à 9.1 % tandis que les coefficients d'efficience calculés entre données expérimentales et modélisées concernant la minéralisation du carbone et de l'azote organiques sont supérieurs 0.905 (Tableau 5.6).

Tableau 5.4 : Valeurs associées à K_H et K_A, les deux paramètres calés dans le cadre de la modélisation de la décomposition de la matière organique humifiée des « Sols Seuls » prélevés avant les apports de PRO réalisés en 2013 et en 2014.

Paramètre	*Définition*	*Optimisation*	*Unité*
K_H	Taux de décomposition de la HOM	0.00017	j^{-1}
K_A	Taux de mortalité de la biomasse autochtone	0.0085	j^{-1}

Les valeurs des deux paramètres calés pour la modélisation de la décomposition de la matière organique humifiée (K_H et K_A, cf. Tableau 5.4) sont comparables à celles retrouvées dans la littérature pour des sols limoneux aux teneurs en carbone organique inférieures à 1.5 % (K_H = 0.000152 j^{-1} selon Iqbal et al. (2014) et K_A = 0.0108 ou 0.0120 j^{-1} respectivement selon Garnier et al. (2003) et Denes (2014)). Il semble par conséquent, et en accord avec les conclusions des études effectuées par Denes (2014), qu'un même jeu de paramètres puisse assurer la simulation de la décomposition de la matière organique humifiée en fonction du temps. En effet, nous remarquons que les mêmes paramètres (Tableau 5.3 et Tableau 5.4) permettent finalement une bonne description des cinétiques de minéralisation du C et du N organiques des « Sols Seuls » prélevés avant les deux épandages effectués en février 2013 et en août 2014 sur les parcelles en sol nu.
Toutefois, les valeurs de K_H et K_A calées diffèrent parfois largement de celles trouvées par d'autres auteurs pour des études similaires, les écarts pouvant même se montrer supérieurs à un facteur 3 (K_H = 0.0006 j^{-1} selon Chalhoub et al., 2014). Ceci souligne ainsi les limites quant à l'utilisation de ces paramètres pour la caractérisation de la décomposition de la HOM sur des sols ayant des caractéristiques physico-chimiques distinctes du nôtre.

Enfin, l'évolution du carbone de la biomasse microbienne totale au cours des incubations est relativement similaire pour les trois « Sols Seuls » avant les apports 2013 et 2014 (Figure III en Annexe 5.C). Les résultats modélisés sont plutôt proches des données obtenues suite aux incubations effectuées sur du sol de la parcelle TEMOIN prélevé avant l'apport 2013. L'arrière effet des apports précédents sur l'augmentation de la biomasse microbienne du sol semble néanmoins identifiable au travers des résultats modélisés, avec des quantités de carbone légèrement supérieures retrouvées pour les parcelles BOUE et DVB.

5.2.2.3 Calage via CANTIS des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des PRO incorporés au sol de la parcelle non amendée (TEMOIN)

5.2.2.3.A Fractions biochimiques et adaptation du modèle à l'apport de PRO

Comme précisé au § 5.1.3.1.A, les teneurs en carbone et azote de chaque fraction biochimique des PRO épandus en 2013 et en 2014 ont été mesurées par analyse élémentaire après une succession d'attaques par des réactifs à l'acidité croissante.

Tableau 5.5 : Conditions initiales permettant la modélisation, à l'aide de CANTIS, de la décomposition de la MO des « Sols Seuls » prélevés avant les épandages effectués le 21/02/2013 et le 01/08/2014.

Condition initiale	*BOUE 2013*	*DVB 2013*	*TEMOIN 2013*	*TEMOIN + N 2013*	*BOUE 2014*	*DVB 2014*	*TEMOIN 2014*	*TEMOIN + N 2014*	*Unité*
Quantité de C dans la HOM	10000	11000	9700	9700	10500	12000	10500	10500	mg $C.kg^{-1}$
Ratio N/C de la HOM	0.096	0.100	0.090	0.090	0.100	0.105	0.095	0.095	/
Quantité initiale de N minérale	6.5	5.8	3.7	34.9	12.3	11.8	7.5	38.2	mg $N.kg^{-1}$
Quantité de C dans AUB	164.9	164.9	164.9	164.9	164.9	164.9	164.9	164.9	mg $C.kg^{-1}$
Quantité de C dans ZYB	18.3	18.3	18.3	18.3	18.3	18.3	18.3	18.3	mg $C.kg^{-1}$

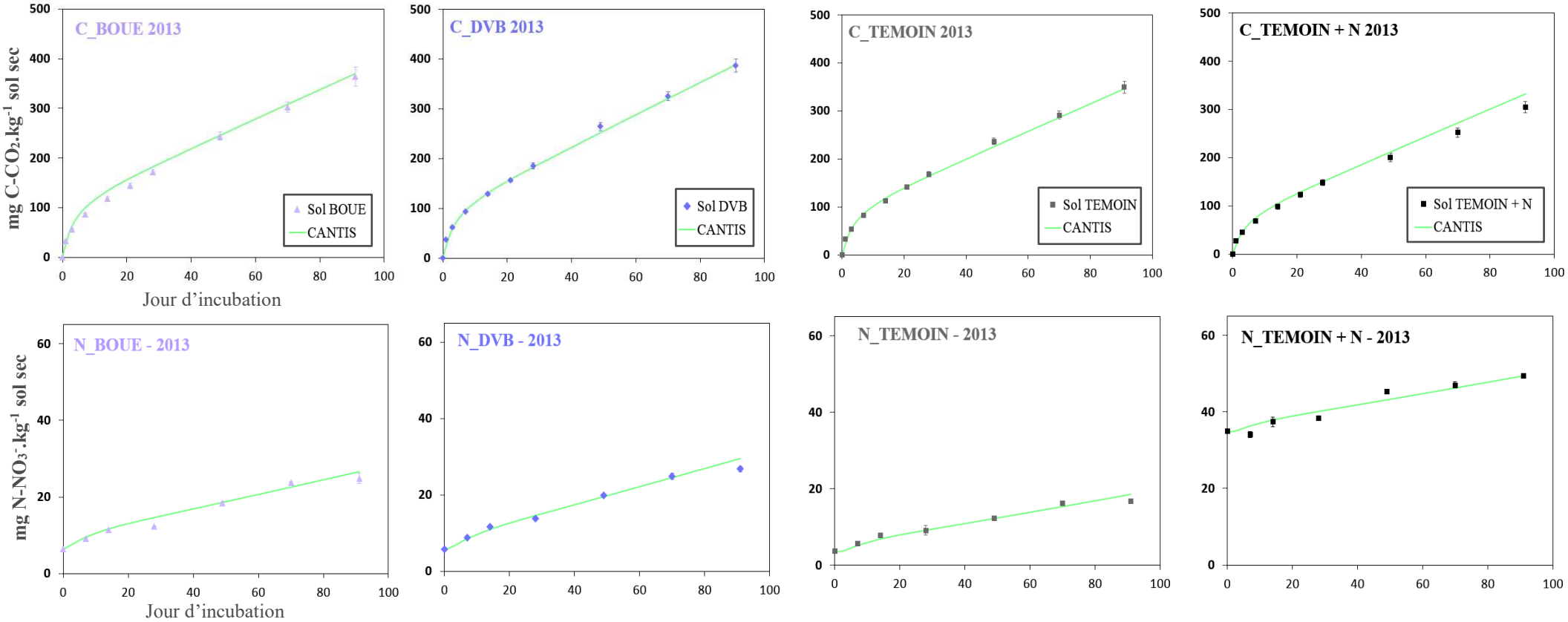


Figure 5.8 : Comparaison des minéralisations du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls », prélevés avant l'apport de PRO du 21/02/2013, avec les résultats des modélisations effectuées à l'aide de CANTIS.

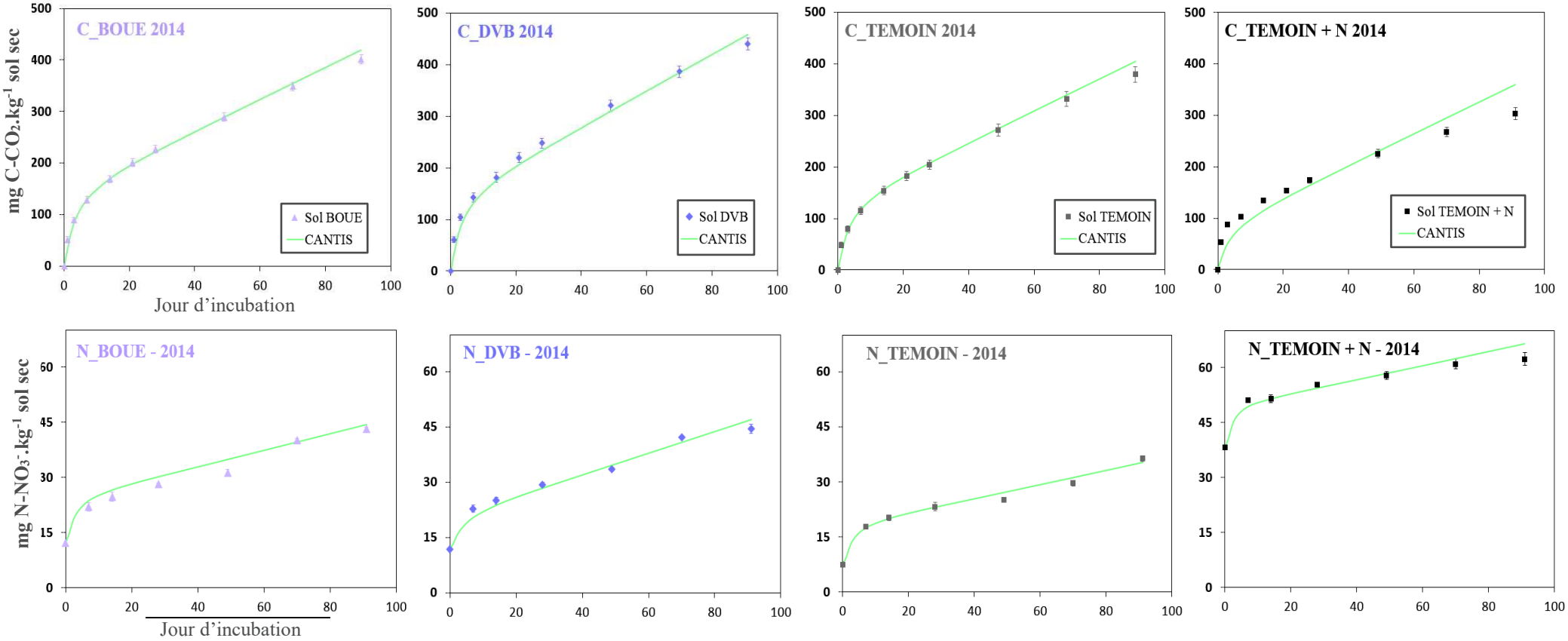


Figure 5.9 : Comparaison des minéralisations du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls », prélevés avant l'apport de PRO du 01/08/2014, avec les résultats des modélisations effectuées à l'aide de CANTIS.

Tableau 5.6 : RRMSE et coefficients d'efficience obtenus pour les comparaisons entre données expérimentales et modélisées de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des « Sol Seuls » prélevés avant les apports de PRO réalisés en 2013 et en 2014.

Sol Seul	*BOUE 2013*	*DVB 2013*	*TEMOIN 2013*	*TEMOIN+N 2013*	*BOUE 2014*	*DVB 2014*	*TEMOIN 2014*	*TEMOIN+N 2014*
E C-CO_2	0.994	0.997	0.997	0.984	0.995	0.989	0.992	0.906
E N-NO_3^-	0.967	0.979	0.971	0.938	0.966	0.978	0.985	0.938
RRMSE [%]	6.2	5.6	5.5	5.8	5.4	6.3	5.2	9.1

Les fractions carbonées et azotées (*i*) solubles à l'eau chaude et dans un détergent neutre et donc potentiellement rapidement décomposable (SOL) ; (*ii*) hemicelluloses (HEM) ; (*iii*) celluloses (CEL) ; (*iv*) lignines et cutines (LIC) et les ratios C/N associés à chacune d'entre elles peuvent être exprimés en pourcentage du carbone et de l'azote organiques total contenus dans le PRO (Annexe 5.F). Il s'avère toutefois que cette répartition n'a pas permis une simulation satisfaisante de la décomposition de la MO au travers d'une caractérisation non convenable de la FOM (Caubel, 2007). Des travaux ont en effet montré que la fraction soluble dans le réactif détergent neutre du fractionnement van Soest est en réalité lentement dégradée dans le cas de PRO compostés, notamment parce que cette dernière semble alimentée en composés récalcitrants au cours du compostage (Annabi, 2005 ; Francou et al., 2008 ; Peltre et al., 2010).
Par conséquent, et subséquemment aux travaux effectués par Chalhoub (2010), la fraction SOL a été divisée en un compartiment facilement biodégradable (SOL_F) et un second qui l'est difficilement (SOL_S), la répartition du C et du N à l'intérieur de ces deux fractions étant précisée au § 5.2.2.3.B . De même, les fractions hemicellulose et cellulose sont regroupées (Holocellulose (HEM+CEL), cf. Figure 5.3), ces modifications ayant permis l'obtention de bonnes simulations des dynamiques de minéralisation du carbone et de l'azote organiques provenant de boues compostées, à l'aide de CANTIS (Caubel, 2007 ; Chalhoub et al., 2014).

5.2.2.3.B Conditions initiales

Les études de la décomposition de la MO dans CANTIS étant effectués à partir de l'incorporation des deux PRO épandus à du sol de la parcelle non amendée, les quantités de carbone de la HOM et les rapports N/C associés pris en compte sont ceux de la parcelle TEMOIN (Tableau 5.7). De plus, les quantités de C en provenance du produit et incorporées au sol sont fournies par le laboratoire d'analyse, de même que les teneurs en azote minéral du mélange « Sol + PRO » à t_0 de l'incubation (Tableau 5.7). Les quantités initiales de carbone total de la biomasse microbienne sont celles mesurées à J_0 pour le sol TEMOIN auquel ont été incorporés les PRO dans le cadre des incubations détaillées en Annexe 5.C. Une répartition identique à celle opérée dans le cadre des simulations réalisées sur les « Sols Seuls » a été effectuée pour l'attribution de la biomasse microbienne totale à AUB et ZYB (90 %-10 %, cf. Tableau 5.7).

La répartition du C et N des PRO dans les deux compartiments (SOL_F et SOL_S) qui subdivisent la fraction dite soluble n'est pas directement caractérisable à partir du fractionnement van Soest. Chalhoub et al. (2014) considère que 100 % de cette dernière est comprise soit dans SOL_F ou SOL_S selon le type de PRO. Néanmoins, Denes (2014) a montré que cette répartition pouvait différer des observations de Chalhoub et al. (2014) en caractérisant la distribution du C dans les deux pools solubles de manière analytique, et plus précisément par chromatographie d'exclusion stérique. Les conclusions d'études récentes ont en effet mis en évidence le fait que la biodégradabilité de la fraction soluble des PRO est liée aux poids moléculaires des molécules qui la compose, lesquelles sont soumises à de nombreuses évolutions au cours du compostage notamment (Tremier et al., 2014 ; Wei et al., 2014). Cependant, aucune méthode ne permettant une caractérisation fiable de la

distribution du N dans les fractions SOL_F et SOL_S n'est actuellement disponible (Antil et al., 2011), obligeant ainsi à un calage manuel de la répartition du N dans ces deux compartiments et donc des ratios N/C associés (Denes, 2014). Finalement, dans notre cas, une optimisation manuelle de la distribution du C et du N dans les fractions SOL_F et SOL_S a été réalisée à partir des cinétiques de minéralisation observées au laboratoire tout en veillant à ce que les bilans de masse en C et N contenus dans la FOM restent naturellement égaux à ceux obtenus suite au fractionnement biochimique (Tableau 5.7). Les répartitions du C et N des PRO dans les fractions holocellulose (HEM+CEL) et lignine (LIC) ont quant à elles été conservées identiques à celles mesurées par le laboratoire d'analyse (Tableau 5.7 et Annexe 5.F).

5.2.2.3.C Paramètres relatifs à la décomposition de la FOM

Les valeurs de l'ensemble des paramètres relatifs à la décomposition de la HOM restent logiquement fixées à celles établies lors du calage des « Sols Seuls » (§ 5.2.2.2). De plus, de manière similaire à ces derniers, la grande majorité des paramètres sont issus de la littérature, à savoir ceux associés aux différentes pools de la FOM (K_1, K_2, K_3, K_S, H_L, K_{MZ}), à la biomasse zymogène (K_Z, Y_S, Y_Z, H_Z, α_Z) et le taux maximum de nitrification (V_{max}) (Corbeels et al., 1999 ; Denes 2014 ; Garnier et al., 2003, 2008 ; Iqbal et al., 2014, cf. Tableau 5.3). Ceux-ci ont en effet permis de simuler convenablement les minéralisations du C_{org} et du N_{org} constatées à partir de l'incorporation de PRO à du sol de la parcelle TEMOIN (Chalhoub et al., 2014).
Nous pouvons noter qu'un paramètre de limitation de la biodégradation de la FOM par la quantité de biomasse microbienne (K_{MZ}) a été considéré dans le cadre de l'étude. Celui-ci permet en effet la prise en compte des modifications observées concernant l'affinité des microorganismes pour le substrat durant le compostage, ce processus étant à l'origine de nombreux changements au sein des communautés microbiennes et de diminutions de l'activité enzymatique (Franke-Whittle et al., 2014 ; Ng et al., 2014).

Par conséquent, et selon les optimisations entreprises par Denes (2014), une valeur de 93 mg $C.kg^{-1}$ a été considérée pour le compost DVB (**en violet** dans le Tableau 5.3). Elle permet de limiter la surestimation de la minéralisation du carbone organique liée à l'apport de compost à travers la contribution surévaluée de la fraction soluble. Pour des PRO non compostés (cas de la BOUE) une valeur de K_{MZ} = 0 mg $C.kg^{-1}$ est prise en compte (**en rose** dans le Tableau 5.3), indiquant que l'affinité des microorganismes pour le substrat est meilleure dans le cas d'une matière organique moins stable.

5.2.2.3.D Résultats des optimisations et conclusions

Après calage de la distribution du C et du N dans les deux compartiments qui composent la fraction SOL de chaque PRO, nous constatons une certaine cohérence de la répartition du C et du N dans chaque fraction.

Tableau 5.7 : Conditions initiales permettant la modélisation, à l'aide de CANTIS, de la décomposition de la MO suite à l'incorporation des PRO épandus le 21/02/2013 et le 01/08/2014 à du sol de la parcelle TEMOIN non amendée.

Condition initiale	*Sol TEMOIN + BOUE 2013*	*Sol TEMOIN + DVB 2013*	*Sol TEMOIN + BOUE 2014*	*Sol TEMOIN + DVB 2014*	*Unité*
Quantité de C dans la HOM	9700	9700	10500	10500	mg C.kg^{-1}
Ratio N/C de la HOM	0.09	0.09	0.095	0.095	/
Quantité de N minérale	48.9	51.5	73.4	75.6	mg N.kg^{-1}
Quantité de C dans AUB	199.1	162.5	199.1	162.5	mg C.kg^{-1}
Quantité de C dans ZYB	22.1	18.1	22.1	18.1	mg C.kg^{-1}
Quantité de C dans la FOM	2005	1997	2005	2004	mg C.kg^{-1}
Teneur en C dans la fraction SOL_F	**35.5**	**8.0**	**28.0**	**17.0**	%
Teneur en C dans la fraction SOL_S	**35.8**	**40.6**	**41.4**	**33.8**	%
Teneur en C dans la fraction HEM+CEL	21.5	26.6	23.3	28.0	%
Teneur en C dans la fraction LIC	7.2	24.8	7.3	21.2	%
Ratio N/C de SOL_F	**0.135**	**0.060**	**0.075**	**0.050**	/
Ratio N/C de SOL_S	**0.230**	**0.148**	**0.255**	**0.207**	/
Ratio N/C de HEM+CEL	0.108	0.040	0.092	0.024	/
Ratio N/C de LIC	0.148	0.077	0.087	0.065	/

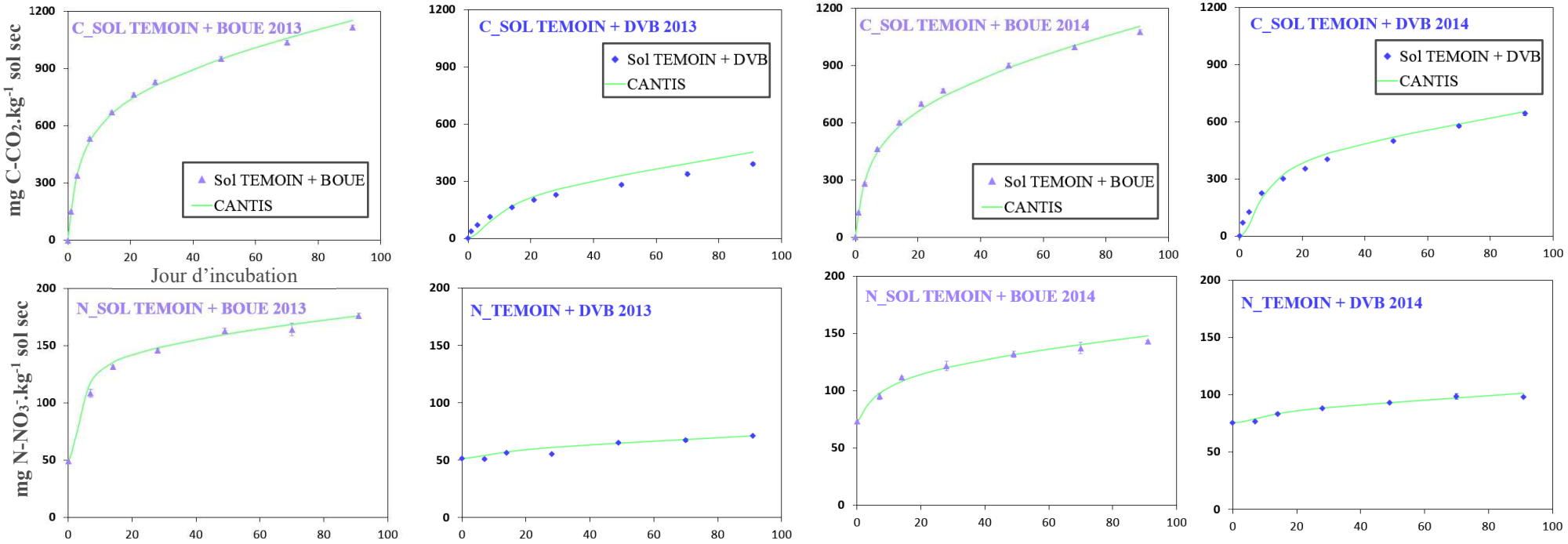


Figure 5.10 : Comparaisons des minéralisations du carbone et de l'azote organiques des mélanges « Sol + PRO » avec les résultats des modélisations effectuées dans CANTIS pour les apports 2013 et 2014.

En effet, les distributions conservent généralement des pourcentages comparables et le même ordre pour un PRO donné, avec (*i*) SOL_S > SOL_F > HEM+CEL > LIC pour la BOUE ; (*ii*) SOL_S > LIC ≥ HEM+CEL > SOL_F pour le DVB (Tableau 5.8). Nous remarquons que les principales différences entre les PRO concernent les distributions dans la fraction facilement biodégradable SOL_F et dans la fraction LIC. En effet, le processus de compostage du DVB a logiquement permis la stabilisation de la matière organique du PRO (ISMO DVB > ISMO BOUE, cf. Tableau 2.1) engendrant ainsi une réduction de la distribution du C et du N dans SOL_F et une concentration dans la fraction LIC faiblement décomposable.

Les ratios N/C obtenus gardent quant à eux un ordre relativement constant pour les deux PRO avec SOL_S > LIC > SOL_F > HEM+CEL (sauf cas particulier de la BOUE 2014, cf. Tableau 5.8 et § 5.2.1.2). Les faibles ratios N/C du compartiment facilement biodégradable SOL_F indiquent que ce dernier est principalement composé de petites molécules carbonées tandis que la fraction SOL_S semble quant à elle contenir de nombreuses molécules azotées relativement lourdes.

Tableau 5.8 : Distribution du C et du N des PRO dans les différentes fractions biochimiques qui composent la FOM et ratios C/N et N/C obtenus après calage, à l'aide deCANTIS, des distributions dans les fractions SOL_F et SOL_S à partir des résultats de décomposition de la MO.

BOUE 2013	*SOL_F*	*SOL_S*	*HEM+CEL*	*LIC*
C [% COT]	35.5	35.8	21.5	7.2
N [% NOT]	29.3	50.1	14.1	6.5
C/N	7.4	4.4	9.3	6.8
N/C	0.135	0.230	0.108	0.148

BOUE 2014	*SOL_F*	*SOL_S*	*HEM+CEL*	*LIC*
C [% COT]	28.0	41.4	23.3	7.3
N [% NOT]	13.8	67.7	14.3	4.2
C/N	13.3	3.9	10.8	11.5
N/C	0.075	0.255	0.092	0.087

DVB 2013	*SOL_F*	*SOL_S*	*HEM+CEL*	*LIC*
C [% COT]	8.0	40.6	26.6	24.8
N [% NOT]	5.0	63.3	11.4	20.3
C/N	16.7	6.8	24.8	13.0
N/C	0.060	0.148	0.040	0.077

DVB 2014	*SOL_F*	*SOL_S*	*HEM+CEL*	*LIC*
C [% COT]	17.0	33.8	28.0	21.2
N [% NOT]	8.6	70.6	6.9	13.9
C/N	20.0	4.8	41.1	15.4
N/C	0.050	0.207	0.024	0.065

Finalement, les valeurs de décomposition des pools de la FOM données par Chalhoub et al. (2014), Corbeels et al. (1999) et Garnier et al. (2003) permettent l'obtention de simulations globalement très satisfaisantes de la minéralisation du C et du N organiques après incorporation de la BOUE et du DVB épandus en 2013 et 2014 à du sol de la parcelle TEMOIN prélevé avant l'épandage (Figure 5.10). La valeur du taux de décomposition de SOL_S (K_4) diffère néanmoins d'un facteur supérieur à 10 à celle établie par Denes (2014), soulignant une nouvelle fois que l'application d'un jeu de paramètres est limitée à l'étude d'un sol donné. Enfin, ce taux est inférieur aux vitesses de décomposition des trois autres pools de la FOM (K_1, K_2 et K_3, cf. Tableau 5.3), mettant en avant une très faible contribution de cette fraction, composée principalement de molécules résistantes aux attaques microbiennes, à la minéralisation du C et du N engendrée suite à un apport de PRO.

Des valeurs de RRMSE inférieures à 8.7 % et des coefficients d'efficience supérieurs à 0.88 (Tableau 5.9) soulignent ces bons résultats et le fait qu'un même jeu de paramètres permet non seulement la description de la décomposition de la HOM mais également celle de la FOM liée à deux apports successifs.

Enfin, nous constatons que l'évolution de la biomasse microbienne totale (Bc) modélisée après incorporation des PRO BOUE et DVB épandus (en 2013) à du sol de la parcelle TEMOIN est finalement relativement éloignée de celle constatée expérimentalement à partir des résultats des incubations mises en place (Figure IV en Annexe 5.C). Néanmoins, les dynamiques expérimentales restent cohérentes avec celles modélisées et

permettent de constater une augmentation initiale du C de la Bc plus ou moins marquée suivie d'une diminution progressive puis d'une stabilisation à partir du cinquantième jour d'incubation. Il faut cependant noter qu'en l'absence d'étude effectuée pour l'épandage 2014 et de l'application d'un coefficient obtenu à partir des incubations effectuées en 2013 avec du sol de la parcelle TEMOIN cultivée (Figure I en Annexe 5.C), les incertitudes associées aux résultats expérimentaux sont assez élevées. Par conséquent, ceux-ci peuvent être considérés comme qualitatifs, fournissant plus une information sur la dynamique de variation de la biomasse microbienne au cours du temps que des teneurs précises en C de la biomasse microbienne auxquelles peuvent être comparées les résultats des simulations.

Tableau 5.9 : RRMSE et coefficients d'efficience obtenus pour les comparaisons entre les données expérimentales et modélisées de minéralisation du C et N organiques observées lors de l'incorporation des PRO épandus en 2013 et en 2014 à du sol de la parcelle TEMOIN.

Sol TEMOIN + PRO	*BOUE 2013*	*DVB 2013*	*BOUE 2014*	*DVB 2014*
E C-CO_2	0.998	0.910	0.996	0.970
E N-NO_3^-	0.988	0.884	0.986	0.968
RRMSE [%]	7.8	8.7	7.6	4.6

En définitive, le modèle CANTIS nous a permis de simuler non seulement la décomposition de la matière organique humifiée des « Sols Seuls » prélevés avant épandage mais également la minéralisation du C et du N de la matière organique fraîche incorporée au sol à l'occasion de deux apports de PRO aux caractéristiques bien distinctes. En effet, des descriptions très satisfaisantes des incubations réalisées au laboratoire en conditions contrôlées ont pu être obtenues pour la BOUE, amendement peu stable et possédant par conséquent un fort potentiel de minéralisation, et pour le compost DVB très stable et qui participe ainsi à un enrichissement du stock de carbone organique du sol au cours du temps (§ 5.2.1.2 et Figure 5.7).

Au vu de la généricité du modèle, le paramétrage et la démarche d'optimisation établis devraient logiquement permettre de simuler la décomposition de la MO des PRO BOUE et DVB épandus dans les années à venir mais également de ceux déjà apportés depuis 2001, à condition de définir précisément les conditions initiales du modèle. Par conséquent, les résultats (*i*) des fractionnements biochimiques van Soest de la matière organique de chacun des PRO ; (*ii*) des cinétiques de minéralisation du C et du N organiques obtenues par méthode d'incubation au laboratoire selon le même mode opératoire (« Sol Seul » et « Sol TEMOIN + PRO ») ; (*iii*) du suivi des teneurs en matière organique de l'horizon de surface au cours du temps et des ratios N/C associés ; (*iv*) concernant l'évolution de la biomasse microbienne des sols nus, doivent être disponibles pour permettre une caractérisation de chaque apport par le modèle CANTIS.
La transposabilité des paramètres optimisés (K_H, K_A) pour des études sur d'autres sols semble cependant limitée au vu de valeurs obtenues par d'autres auteurs. Ces dernières peuvent effectivement être très éloignées de celles obtenues dans le cadre de ce travail, une des causes principales étant les fortes variabilités au sein des communautés microbiennes constatées entre sols aux propriétés physico-chimiques distinctes.

5.2.3 Étude de l'hydrodynamique et du transport du bromure sur la plateforme Sol Virtuel à partir des paramètres optimisés à l'aide d'HYDRUS-1D

Préalablement à la modélisation de la lixiviation des nitrates engendrée par les deux apports de matière organique exogènes réalisés en février 2013 et en août 2014, une comparaison des simulations de la dynamique hydrique (potentiel matriciel, teneur en eau et drainage) et du transport des ions bromures a été effectuée entre HYDRUS-1D et la plateforme Sol Virtuel. Détaillés en Annexe 5.G pour les parcelles et en Annexe 5.H pour les cases, les résultats des comparaisons mettent en évidence des résultats identiques entre les simulations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de la plateforme Sol Virtuel.

5.2.4 Simulation des températures du sol

Les données de températures mesurées par les sondes implantées à 10, 37, 50 et 100 cm sur chacune des trois parcelles et à 20, 40, 60 et 80 cm sur le profil de la Case 1 (TEMOIN) ont être comparées à celles simulées par le module de transfert de chaleur de la plateforme Sol Virtuel aux mêmes profondeurs. Représentées en Annexe 5.I, les données de températures mesurées expérimentalement sont généralement très convenablement simulées par la plateforme Sol Virtuel. Toutefois, nous remarquons que les températures modélisées ont une légère tendance à surestimer les données expérimentales, et ce de façon croissante avec la profondeur. L'impact de ces surestimations sur la qualité de la simulation de la décomposition de la MO dans le sol par le modèle reste néanmoins limité, étant donné la réduction croissante de l'activité microbienne avec la profondeur.

5.2.5 Étude de la lixiviation des nitrates sur les parcelles en sol nu

Après vérification de la cohérence des simulations des dynamiques hydrique, thermique et du transport des ions bromures avec les résultats obtenus à l'aide de Sol Virtuel par rapport à celles constatées via HYDRUS-1D pour les parcelles en sol nu, la simulation de la lixiviation des nitrates constatée expérimentalement peut être entreprise. Elle est initialement basée sur la prise en compte des paramètres établis à l'aide de CANTIS (§ 5.2.2), ces derniers permettant la caractérisation de la décomposition de la MO du sol liée aux arrières effets des apports précédents (HOM) et à ceux engendrés par les apports de PRO effectués en 2013 et 2014 (FOM). Les données modélisées ont été comparées à celles obtenues suite aux différentes campagnes de suivi des nitrates mises en place après les deux épandages (§ 5.1.2), permettant de vérifier la pertinence de résultats d'analyse au laboratoire (incubations « Sol(s) Seul(s) » et « Sol + PRO », fractionnements biochimiques des PRO et biomasses microbiennes) pour le suivi *in situ* de la dégradation de la MO et de la minéralisation de l'azote organique. De plus, les conditions initiales concernant les quantités de carbone de la matière organique humifiée et dans la biomasse microbienne AUB et ZYB sont conservées identiques à celles prises en compte dans le cadre des modélisations réalisées avec CANTIS pour chaque apport (Tableau 5.5).

Les teneurs initiales en azote minéral dans le profil de sol de 0 à 120 cm de profondeur à la date du 22/02/2013 ont été définies par rapport aux résultats de la campagne de reliquats mise en place le 06/03/2013 soit 13 jours après l'incorporation des PRO dans l'horizon de surface du sol par le labour. En effet, en l'absence totale de pluie et avec une température moyenne de 1.0 °C constatée durant la période, l'évolution des teneurs en NO_3^- dans le sol entre le 22/02 et le 06/03/2013 est considérée comme négligeable. Enfin, les teneurs initiales en NO_3^- sur la tranche 120-165 cm ont été approximées à partir des résultats de la première campagne de suivi (C_1) effectuée le 13/06/2013.

La simulation de la minéralisation de l'azote organique en sol nu démarre suite au labour réalisé le 22/02/2013, date correspondant également au début de la modélisation de l'hydrodynamique et du transport des ions bromures sur les trois parcelles. Les simulations ont été réalisées jusqu'au 01/08/2014, date de mise en place de la troisième campagne de suivi (C_3, cf. Tableau 5.2) mais également du second apport de PRO sur les parcelles en sol nu, nécessitant de ce fait une deuxième modélisation sur Sol Virtuel à partir de cette date. Enfin, les résultats modélisés sont comparés aux données (*i*) des campagnes de suivi des ions bromures et nitrates (C_1, C_2, C_3 et C_4) obtenues suite aux prélèvements effectués à l'aide du préleveur de sol motorisé et à la tarière tous les 10 cm sur 0-160 cm (Figure 4.4) ; (*ii*) de l'ensemble des campagnes de mesure de la dynamique des ions nitrates (Tableau 5.2), dont les résultats sont exprimés sous la forme de bilans de masse calculés par tranche de 30 cm sur 0-120 cm (0–30 ; 30–60 ; 60–90 et 90–120) et sur la tranche 120–160 cm.

5.2.5.1 Caractérisation de la dynamique des nitrates sur la parcelle TEMOIN

5.2.5.1.A Résultats obtenus avec les paramètres optimisés à l'aide de CANTIS

Dans un premier temps, la minéralisation de l'azote organique est simulée pour la parcelle TEMOIN avec les paramètres obtenus à l'aide de CANTIS et qui permettent de caractériser la décomposition de la HOM (Tableau 5.3), dont K_H (0.00017 j^{-1}) et K_A (0.0085 j^{-1}), ces derniers ayant été optimisés à partir des cinétiques de minéralisation des « Sols Seuls » obtenues suite aux incubations réalisées au laboratoire (§ 5.2.2.2).

Nous remarquons qu'avec ce premier scénario (S_{1N}), la minéralisation de l'azote organique semble légèrement sous-estimée par le modèle, avec des teneurs en nitrates dans l'horizon de surface (0–28 cm) généralement inférieures à celles constatées expérimentalement lors des trois campagnes de prélèvement réalisées les 13/06/2013, 27/11/2013 et 01/08/2014 (Figure 5.11). De ce fait, la différence entre les stocks de nitrates modélisés sur les profils 0–120 cm (R_1, R_2, R_3 et R_4), et 0–160 cm (C_1, C_2 et C_3) et ceux mesurés expérimentalement (Figure 5.11, Figure 5.12 et Annexe 5.J) augmente au fur et à mesure des campagnes, preuve d'une estimation de la minéralisation du N_{org} par le modèle probablement trop faible dans l'horizon travaillé (LAca) au cours du temps. Une modélisation sous-estimant la minéralisation de l'azote organique constatée dans l'horizon de surface en été 2013 et durant le printemps et l'été 2014 entraîne l'obtention d'un bilan de masse modélisé sur 0-160 cm qui ne comprend pas la moyenne et les écarts-types associés à celui calculé selon les résultats expérimentaux à la date de la troisième campagne (C_3, 01/08/2014) soit 526 jours après l'apport (Figure 5.12 et Annexe 5.J). Par conséquent, à cette date, les teneurs en NO_3^- modélisées

constatées dans les horizons sous-jacents et entrainées par la lixiviation, qui intervient principalement en automne/hiver 2013 et suite aux précipitations exceptionnelles constatées durant le mois de juillet 2014 (181.5 mm, cf. Figure 2.8), sont toutes plus faibles que celles observées expérimentalement et ce, sans exception (Figure 5.11 et Figure 5.12).

5.2.5.1.B Calage du taux de décomposition de la matière organique humifiée

Un second scénario d'optimisation (S_{2N}) a par conséquent été mis en place, avec la prise en compte d'une valeur de K_H (0.00023 j^{-1}) calée manuellement et légèrement plus élevée que celle optimisée à l'aide de CANTIS (0.00017 j^{-1}). Nous remarquons une augmentation de la minéralisation de l'azote organique de plus de 30 % aux dates des maximums constatés dans l'horizon travaillé en octobre 2013 et juillet 2014 (mise en évidence par les flèches rouges sur la Figure 5.12). Celle-ci semble permettre une meilleure description de la minéralisation observée expérimentalement dans l'horizon de surface et de la lixiviation des nitrates dans ceux sous-jacents (30–160 cm, cf. Figure 5.12). En outre, la dynamique des nitrates observée lors des trois campagnes de suivi (C_1, C_2 et C_3) réalisées entre juin 2013 et août 2014 est mieux reproduite avec le second scénario. Ceci est surtout visible pour C_3, avec des teneurs en NO_3^- retrouvées sur l'ensemble du profil qui sont très souvent comprises dans les écarts types des quantités expérimentales mesurées tous les 10 cm alors que celles simulées avec S_{1N} sous-estiment les quantités de NO_3^- sur l'ensemble du profil 0-160 cm (Figure 5.11). De plus, les coefficients d'efficience obtenus avec S_{2N} pour les trois premières campagnes sont constamment supérieurs à ceux constatés avec S_{1N} (Tableau 5.10), bien que les différences entre les deux scénarios soient moins visibles pour les deux premières campagnes, car les teneurs initiales en nitrates renseignées à t_0 influencent fortement la dynamique observée sur l'ensemble du profil, respectivement dès 40 cm après 112 jours (C_1-13/06/2013) et 80 cm après 279 jours (C_2-27/11/2013) (Figure 5.11).

De même, la sous-estimation des bilans de masse expérimentaux généralement notée avec S_{1N}, n'est plus apparente avec S_{2N}, de par notamment la production plus importante de nitrates dans l'horizon 0–30 cm, cette dernière se rapprochant de celle observée expérimentalement (Annexe 5.J). Nous observons également que les teneurs en nitrates retrouvées tous les 30 cm lors des campagnes de reliquats mises en place sur 0–120 cm peuvent être similaires à celles modélisées ou calculées lors des campagnes de suivi ou au contraire relativement éloignées de ces dernières (entourées en rouge sur la Figure 5.12) avec des différences pouvant approcher les 20 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ sur 30 cm. Cependant, les bilans de masse calculés sur 0–120 cm sont finalement relativement proches de ceux simulés avec S_{2N} (Figure 5.12).

En accord avec les stocks reportés en Annexe 5.J, nous pouvons conclure qu'au vu de l'absence de répétition induite par le mélange de l'ensemble des six prélèvements élémentaires effectués par tranche de 30 cm (Annexe 5.A), les résultats des campagnes de reliquats ne peuvent être utilisés pour obtenir des informations précises quant aux teneurs réelles en nitrates par tranche de 30 cm. Néanmoins, elles semblent permettre l'établissement d'un stock cohérent sur un profil de sol global donné, soit 0–120 cm dans notre cas, et pourront donc être utilisées pour comparer les bilans de masses modélisés à ceux retrouvés lors de ces suivis.

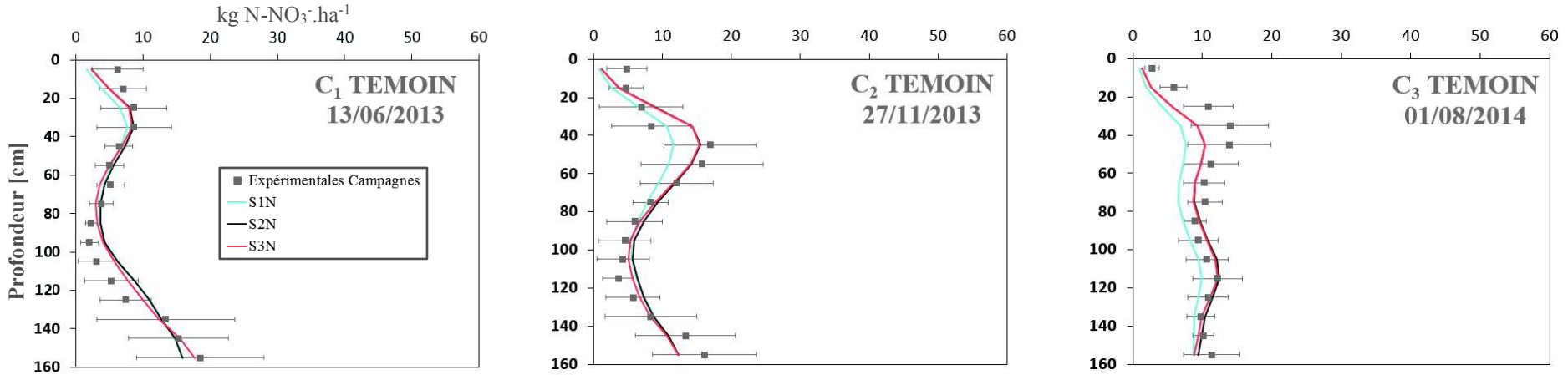


Figure 5.11 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur la parcelle TEMOIN pour les trois premières campagnes de suivi.
Huit prélevements minimums, effectués avec le carottier et la tarière (C+T, cf. Figure 4.4), sont pris en compte pour le calcul des moyennes et écarts-types associés par tranche de 10 cm.

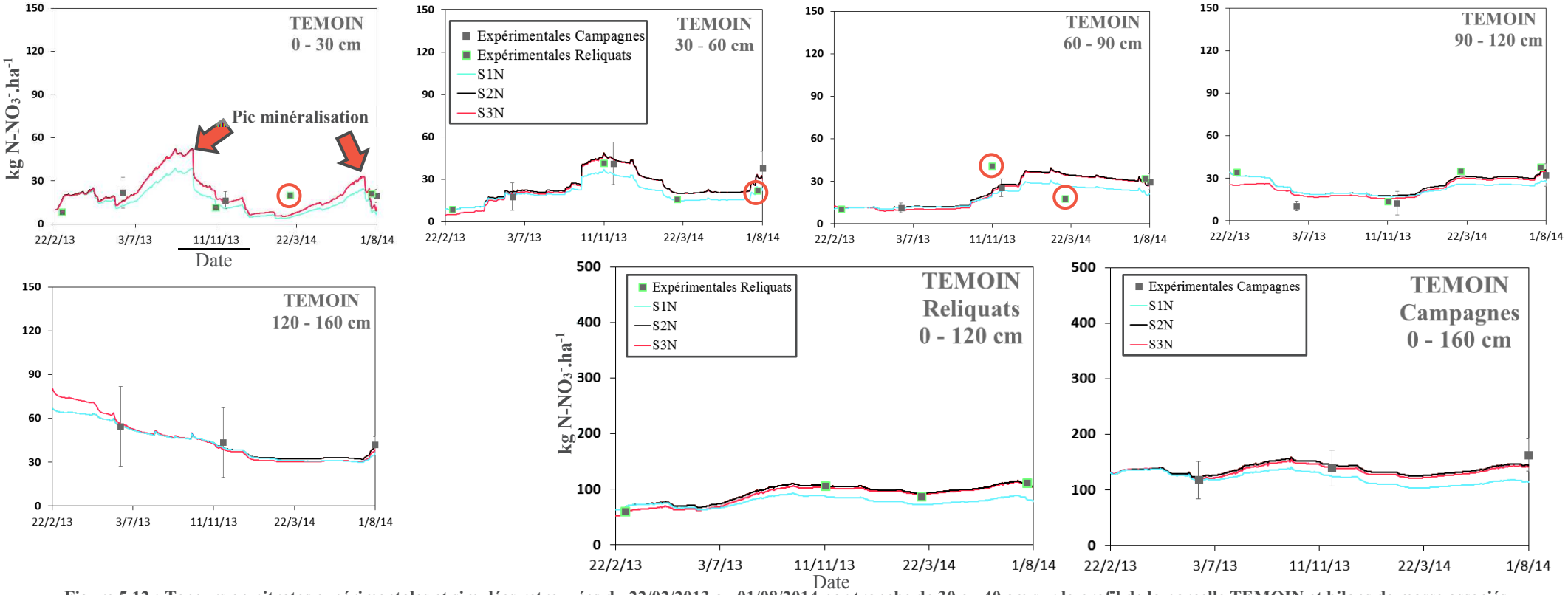


Figure 5.12 : Teneurs en nitrates expérimentales et simulées retrouvées du 22/02/2013 au 01/08/2014 par tranche de 30 ou 40 cm sur le profil de la parcelle TEMOIN et bilans de masse associés.

5.2.5.1.C Modification des teneurs initiales en nitrates sur le profil 0–160 cm

Au vu des imprécisions non négligeables pouvant être associées aux teneurs en nitrates retrouvées dans chaque tranche de sol lors d'une campagne de reliquats, les quantités initiales en NO_3^- du profil de sol 0–120 cm renseignées tous les 30 cm à partir des résultats de R_1 (06/03/2013) sont également susceptibles d'être soumises à une erreur importante. Celles-ci ont donc été légèrement modifiées dans le but d'obtenir une description optimale de la minéralisation de l'azote organique dans l'horizon de surface et de la lixiviation des nitrates dans ceux sous-jacents (S_{3N}). Toutefois, le bilan de masse sur 0–120 cm est conservé proche de celui établi lors de R_1, au vu de la précision satisfaisante des stocks en nitrates calculés à l'échelle du profil de sol à partir des résultats des campagnes de reliquats (Figure 5.12).

Tableau 5.10 : Coefficients d'efficience retrouvés pour les trois premières campagnes de suivi de la dynamique des ions nitrates sur la parcelle TEMOIN et selon chacun des scénarios d'optimisation mis en place.

TEMOIN C+T	S_{1N}	S_{2N}	S_{3N}
C_1	0.741	0.786	0.849
C_2	0.635	0.699	0.723
C_3	-0.966	0.203	0.190

La prise en compte de conditions initiales pouvant légèrement différer de celles fournies par R_1 permet l'obtention d'une meilleure simulation de la dynamique des nitrates observée expérimentalement (Figure 5.11 et Figure 5.12). En effet, la quasi-totalité des teneurs en nitrates simulées sont finalement comprises dans les écarts-types de celles retrouvées lors des trois campagnes de suivi et les coefficients d'efficience établis avec S_{3N} sont plus élevés qu'avec S_{2N} pour C_1 et C_2 et comparables pour C_3 (Tableau 5.10). Toutefois, malgré une simulation qui semble visuellement plutôt satisfaisante, nous remarquons que la valeur de E calculée pour C_3 est relativement faible (≈ 0.20). Deux raisons expliquent principalement l'obtention de ce coefficient d'efficience moyen avec (*i*) la sous-estimation par le modèle des teneurs en nitrates présentes dans l'horizon travaillé (≈ 10 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$) ; (*ii*) les faibles différences entre quantités de nitrates retrouvées expérimentalement par tranche de 10 cm sur 20-160 cm (< 5 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$).

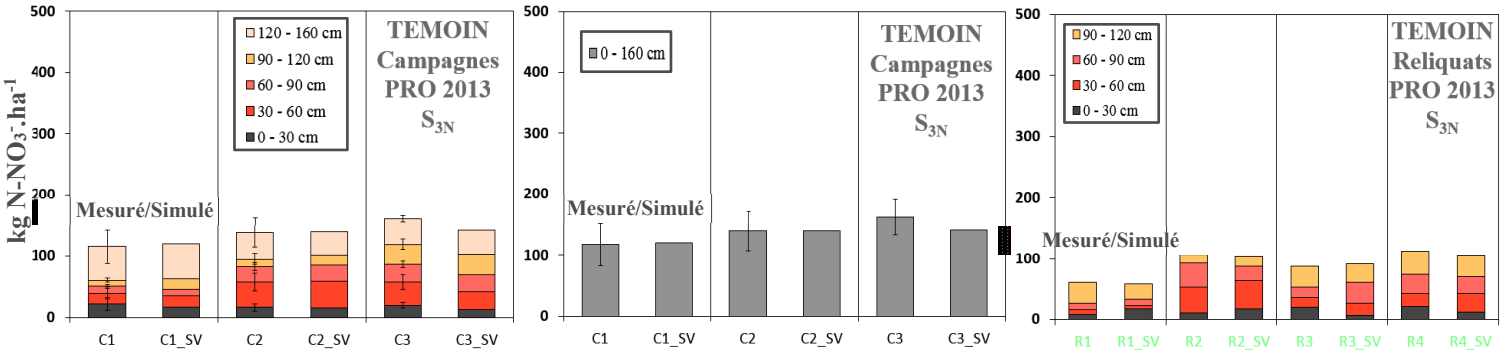


Figure 5.13 : Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés par tranche ou sur l'ensemble du profil de sol de la parcelle TEMOIN (0–120 ou 0–160 cm) avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel avec le scénario d'optimisation S_{3N}.
Abscisse histogrammes : « C » pour les campagnes de suivi, « R » pour les reliquats et « SV » pour les données simulées sur Sol Virtuel.

Concernant la sous-estimation par le modèle des quantités de NO_3^- notées expérimentalement dans l'horizon de surface à la date de C_3 (01/08/2014), il faut rappeler que le mois de juillet 2014 est marqué par une

pluviométrie exceptionnellement élevée pour la saison (181.5 mm), dont 100 mm constatés durant les dix jours qui précèdent la campagne de prélèvement, ces derniers étant de plus caractérisés par une température moyenne d'approximativement 20 °C. De ce fait, des conditions favorables non seulement à la minéralisation de l'azote organique mais également à la lixiviation des nitrates sont observées durant cette période. Ceci peut en partie expliquer les approximations et différences observées entre résultats expérimentaux et modélisés. Il est en effet peu probable que le modèle sous-estime de manière significative la minéralisation du N_{org} dans l'horizon de surface de la parcelle TEMOIN, les quantités de nitrates présentes dans les horizons sous-jacents étant très convenablement simulées (Figure 5.12). Par conséquent, les stocks de nitrates modélisés à la date de C_3, soit environ un an et demi après le labour initial du 22/02/2013 qui marque le début de la période de modélisation, sont très proches de ceux observés expérimentalement (Figure 5.12 et Figure 5.13), et semble exclure l'hypothèse d'une minéralisation en surface sous-estimée par le modèle.

5.2.5.2 Caractérisation de la dynamique des nitrates sur les parcelles amendées pour l'épandage effectué le 21/02/2013

Suite aux calages effectués sur la parcelle TEMOIN et l'obtention d'une simulation satisfaisante de la minéralisation de l'azote organique et la lixiviation des nitrates sur la parcelle non concernée par des apports de PRO, les trois scénarios d'optimisation sont repris pour les études effectuées sur les parcelles amendées.

Les teneurs en carbone dans les pools de la FOM de chaque PRO sont réparties sur chaque cm de l'horizon de surface (0-28 cm) (Tableau I-A en Annexe 5.K**)**. Celles-ci sont définies selon (*i*) les quantités de sol présentes sur la profondeur considérée, à partir des masses volumiques apparentes définies pour l'horizon de surface des trois parcelles (Tableau 3.10) ; (ii) la dose réglementaire établie par l'arrêté préfectoral pris en application de la directive Nitrates et limitant l'apport d'azote, suivant épandage de PRO, à 170 kg $N.ha^{-1}$; (*iii*) la distribution du C des PRO dans les différentes fractions biochimiques qui composent la FOM (et les ratios N/C associés) obtenus après les calages réalisés à l'aide de CANTIS (Tableau 5.8).

Il faut noter que la date du 01/08/2014 correspond non seulement à la mise en place de la troisième campagne de suivi (C_3) mais également à l'épandage des PRO BOUE et DVB, les prélèvements effectués avec le carottier ayant été mis en place juste après l'apport. Par conséquent, dans le but d'éviter de prendre en compte les nitrates apportées par les PRO à t_0, les teneurs en NO_3^- considérées par tranche de 10 cm dans l'horizon de surface (0–30 cm) seront celles obtenues suite aux échantillonnages réalisés uniquement à la tarière, ces derniers ayant pris place le jour précédant l'apport (31/07/2014).

En prenant en compte les paramètres optimisés dans CANTIS (S_{1N}), et notamment la valeur de K_H calée ($0.00017\ j^{-1}$), nous remarquons que les observations des deux premières campagnes de suivi (C_1 et C_2) sont relativement bien simulées, avec des coefficients d'efficience supérieurs à 0.62 (Tableau 5.11). Cependant, comme sur la parcelle TEMOIN, nous constatons que les teneurs en nitrates modélisées retrouvées lors de la troisième campagne (C_3), réalisée près d'un an et demi après l'apport (01/08/2014), sous-estiment constamment celles établies expérimentalement sur le profil 0–120 cm (Figure 5.14 et Figure 5.16).

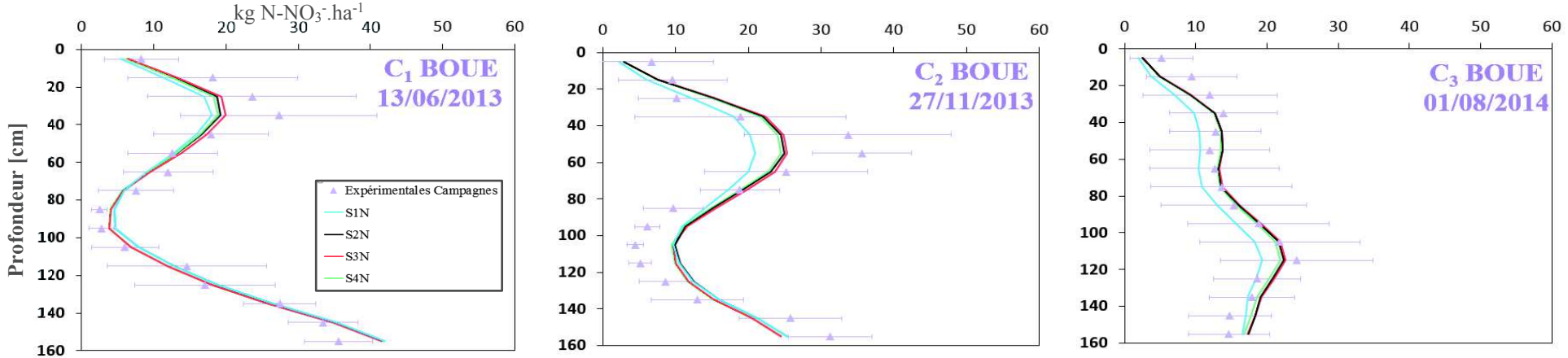


Figure 5.14 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur la parcelle BOUE pour les trois premières campagnes de suivi.
Huit prélevements minimums, effectués avec le carottier et la tarière (C+T, cf. Figure 4.4), sont pris en compte pour le calcul des moyennes et écarts-types associés par tranche de 10 cm.

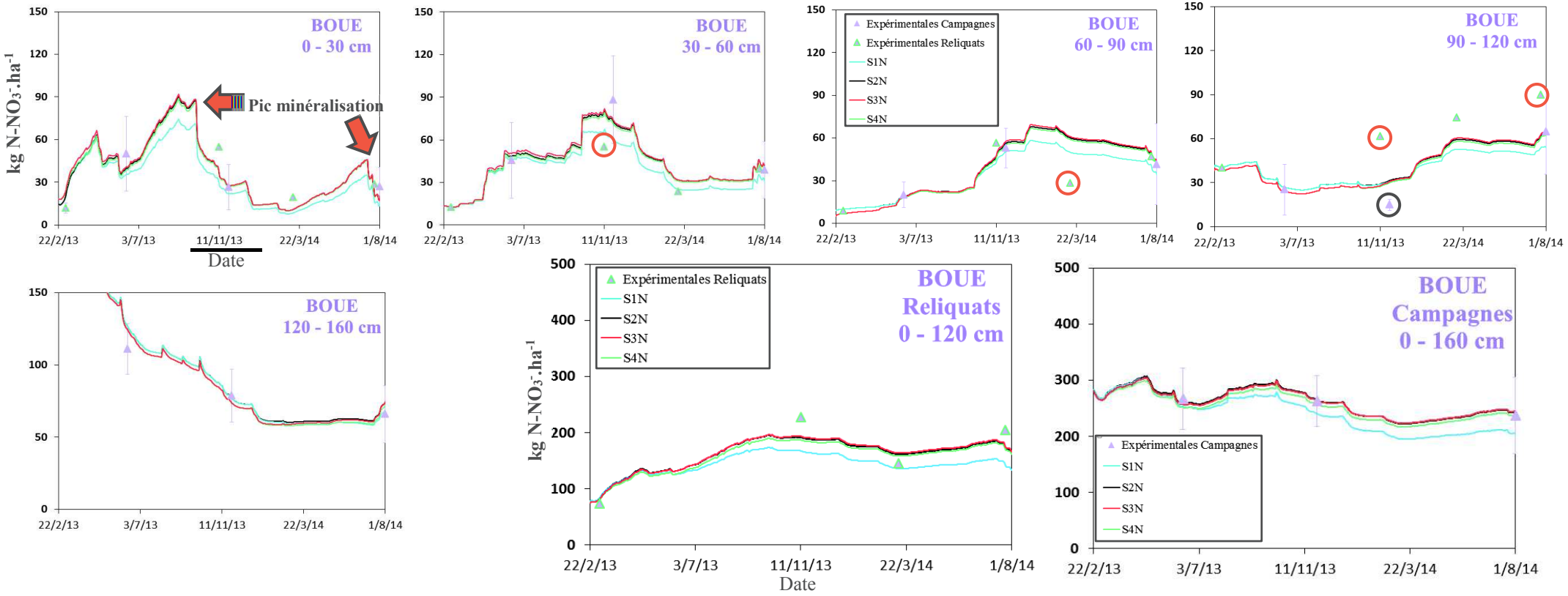


Figure 5.15 : Teneurs en nitrates expérimentales et simulées retrouvées du 22/02/2013 au 01/08/2014 par tranche de 30 ou 40 cm sur le profil de la parcelle BOUE et bilans de masse associés.

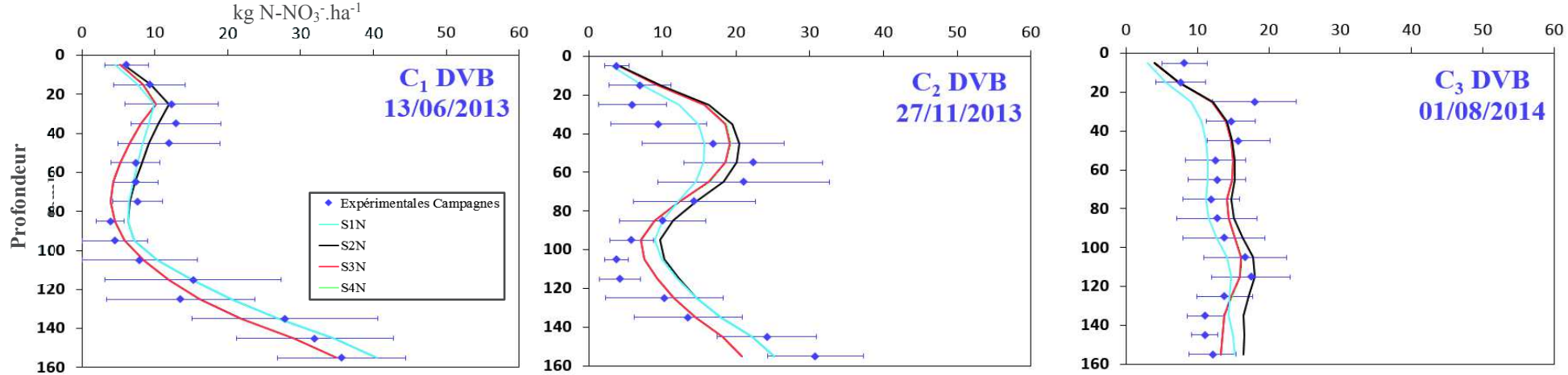


Figure 5.16 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur la parcelle DVB pour les trois premières campagnes de suivi.
Huit prélevements minimums, effectués avec le carottier et la tarière (C+T, cf. Figure 4.4), sont pris en compte pour le calcul des moyennes et écarts-types associés par tranche de 10 cm.

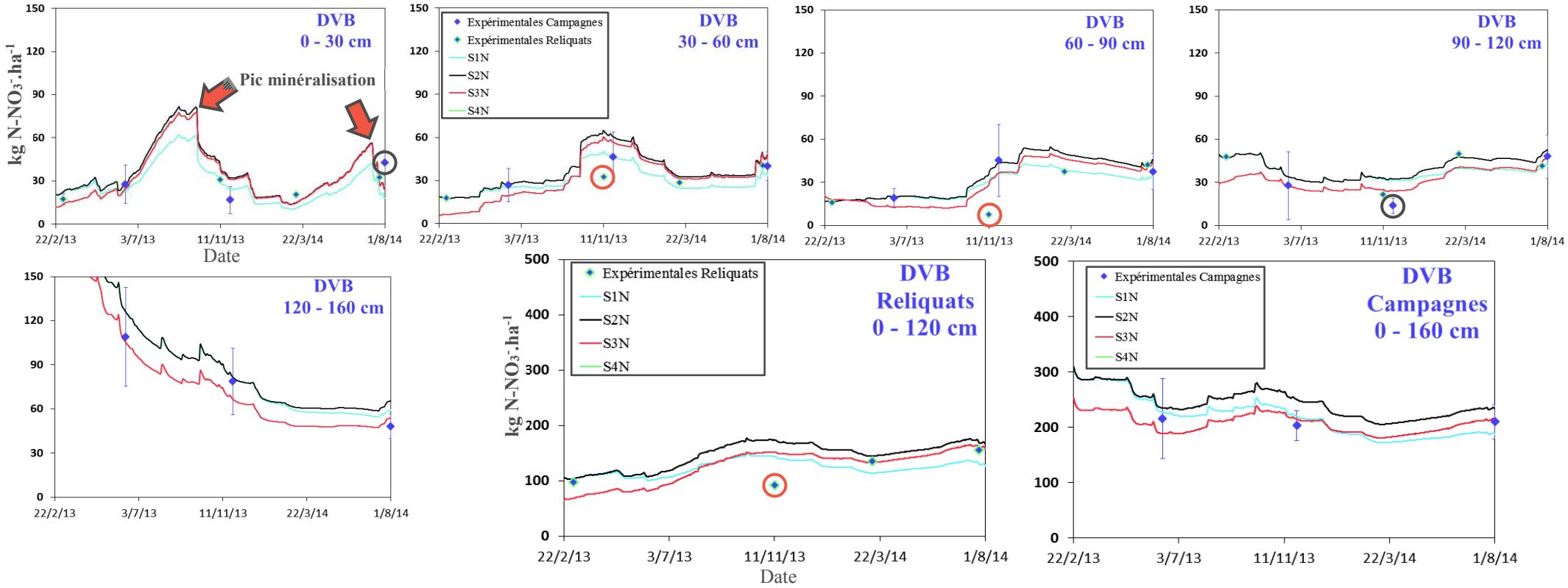


Figure 5.17 : Teneurs en nitrates expérimentales et simulées retrouvées du 22/02/2013 au 01/08/2014 par tranche de 30 ou 40 cm sur le profil de la parcelle DVB et bilans de masse associés.

De ce fait, de façon similaire à ce qui a été observé sur la parcelle TEMOIN, la minéralisation modélisée dans l'horizon de surface est plus faible que celle observée expérimentalement, engendrant une lixiviation de quantités de nitrates inférieures à celles constatées expérimentalement au cours du temps (Figure 5.15 et Figure 5.17). La mise en place du second et du troisième scénario d'optimisation prenant en compte un taux de décomposition de la HOM plus élevé (K_H = 0.00023 j^{-1}) et des teneurs initiales en nitrates pouvant légèrement différer de celles fournies par la campagne de reliquats mise en place le 06/03/2013 (S_{3N}) permet une nette amélioration des simulations (Tableau 5.11).

Tableau 5.11 : Coefficients d'efficience retrouvés pour les trois campagnes de suivi de la dynamique des ions nitrates sur les parcelles BOUE et DVB et selon chacun des scénarios d'optimisation mis en place.

BOUE C+T	S_{1N}	S_{2N}	S_{3N}	S_{4N}	*DVB C+T*	S_{1N}	S_{2N}	S_{3N}	S_{4N}
C_1	0.838	0.879	0.899	0.874	C_1	0.905	0.921	0.895	0.896
C_2	0.629	0.737	0.741	0.733	C_2	0.661	0.571	0.599	0.599
C_3	0.498	0.781	0.782	0.804	C_3	-0.561	-0.341	0.294	0.291

Les résultats des campagnes de suivi sont en effet généralement plus fidèlement modélisés pour les parcelles amendées, et particulièrement pour la BOUE avec des coefficients d'efficience supérieurs à 0.74 (Tableau 5.11). Le fait que le coefficient d'efficience calculé pour C_3 sur la parcelle DVB (0.294) soit relativement moyen est expliqué par les mêmes raisons que celles développées pour la parcelle TEMOIN (§ 5.2.5.1.C), avec notamment des différences de teneurs en nitrates < 7 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ tous les 10 cm sur 20-160 cm.

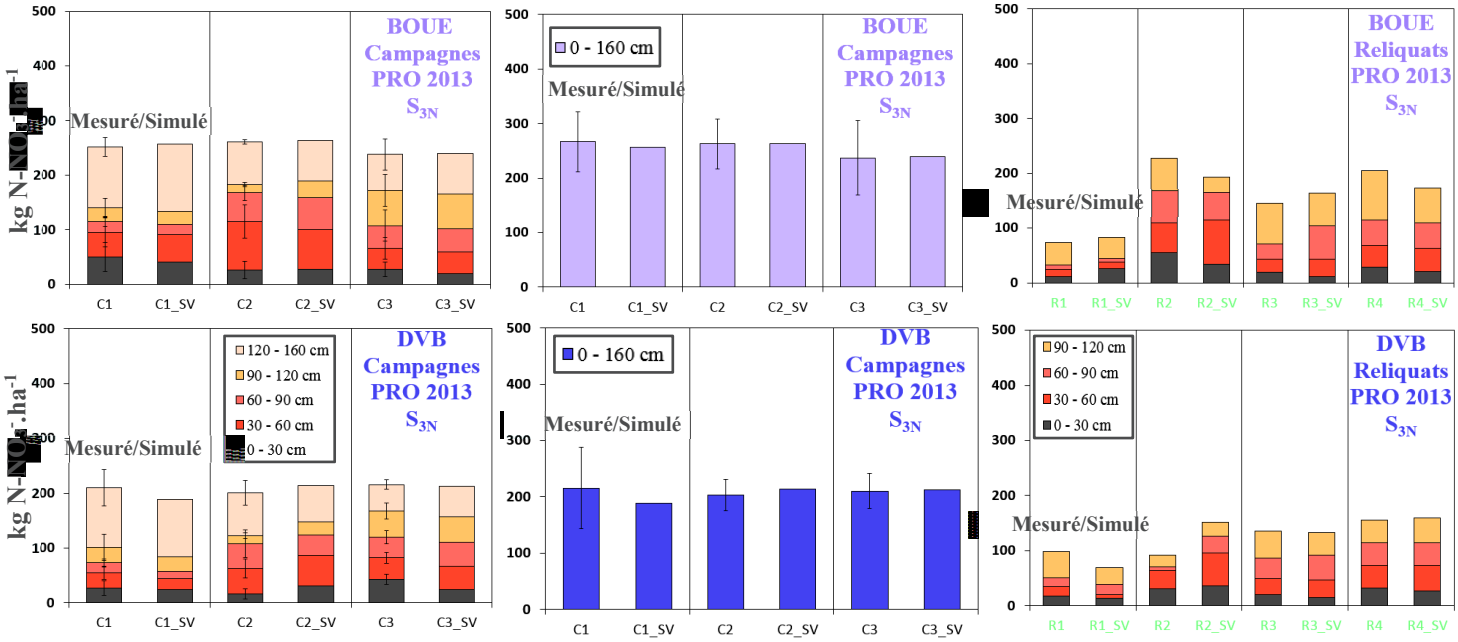


Figure 5.18 : Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés par tranche ou sur l'ensemble du profil de sol des parcelles BOUE et DVB (0–120 ou 0–160 cm) avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel avec le scénario d'optimisation S_{3N}.
Abscisse histogrammes : « C » pour les campagnes de suivi, « R » pour les reliquats et « SV » pour les données simulées sur Sol Virtuel.

Concernant les teneurs en nitrates étudiées par tranche de 30 ou 40 cm, nous observons une meilleure description globale avec S_{3N}, avec des stocks modélisés constamment compris dans les écarts types des résultats des campagnes de suivi expérimental réalisées sur les parcelles amendées, sauf sur 90–120 cm pour C_2 et 0–30 cm pour C_3 (DVB) (entourés en noir sur la Figure 5.15 et la Figure 5.17). Nous remarquons également que, comme sur la parcelle TEMOIN (§ 5.2.5.1.B), les données des campagnes de reliquats ne permettent pas toujours de décrire convenablement les stocks en NO_3^- par tranche de 30 cm. En effet, nous

constatons des écarts parfois importants par rapport aux données modélisées (entourés en rouge sur la Figure 5.15 et la Figure 5.17), ces derniers pouvant atteindre jusqu'à plus de 30 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$, bien que les bilans de masse expérimentaux sur 0–120 cm soient généralement proches de ceux modélisés avec S_{3N} (sauf R_2-DVB). De même, les stocks établis sur 0–160 cm suite aux trois campagnes de suivi (C_1, C_2 et C_3) sont constamment compris dans les écarts-types de ceux calculés expérimentalement (Figure 5.18) ce qui n'est pas le cas des deux premiers scénarios qui présentent des différences généralement plus marquées par rapport aux données expérimentales, et surtout pour S_{1N} (Annexe 5.L).

5.2.5.3 Validation des résultats avec l'épandage de PRO effectué le 01/08/2014

Les trois scénarios mis en place pour la simulation de la dynamique des nitrates suite au premier épandage effectué le 22/02/2013 sont à nouveau repris pour modéliser celle constatée expérimentalement après le second apport de PRO (01/08/2014) à travers les trois campagnes de suivis effectuées (C_{1N}, C_{2N} et C_4, cf. Tableau 5.2). Un déchaumage ayant été réalisé quelques heures après l'apport suite au semis d'une CIPAN sur les parcelles cultivées, les teneurs en carbone dans les pools de la FOM de chaque PRO ont donc été réparties sur chacun des dix premiers cm (0–10 cm) de l'horizon travaillé LAca (Tableau I-B en Annexe 5.L). Ceci est effectué de façon similaire à l'épandage 2013 soit en se basant sur une dose d'azote apportée à hauteur de 170 kg $N.ha^{-1}$ pour les parcelles amendées et une distribution du C des PRO dans les différentes fractions biochimiques qui composent la FOM et des ratios N/C associés qui tiennent compte des résultats des calages réalisés à l'aide de CANTIS (Tableau 5.8). De plus, les conditions initiales des teneurs en nitrates du profil 0-165 cm à t_0 sont considérées selon les données simulées par Sol Virtuel à la date du 01/08/2014 et n'intègrent donc pas l'azote minéral issu de l'apport de PRO au stock initial d'azote minéral du sol, contrairement à l'épandage précédent. Cela pourra amener à sous-estimer les quantités de N_{min} réellement présentes à t_0, notamment pour la BOUE, PRO peu stable contrairement au DVB (§ 5.2.1.2), et qui contient des quantités d'azote minéral (principalement ammoniacal) pouvant représenter le tiers de l'azote total contenu dans le PRO (Tableau 2.1). Finalement, nous remarquons que les teneurs en nitrates simulées avec le premier scénario, qui, pour rappel, prend en compte le taux de décomposition de la HOM optimisé dans CANTIS (K_H = 0.00017 j^{-1}), sont inférieures à celles retrouvées expérimentalement (Figure 5.19 et Figure 5.20), ce qui reste dans la continuité des observations effectuées suite aux études mises en place après le premier apport de PRO (§ 5.2.5.1 et § 5.2.5.2). Nous remarquons également que le troisième scénario d'optimisation (S_{3N}) permet l'obtention de simulations satisfaisantes caractérisées par des coefficients d'efficience compris entre 0.591 (DVB) et 0.786 (TEMOIN) (Figure 5.19 et Tableau 5.12). Près de six mois après le second apport, les stocks en nitrates retrouvés par tranche de 30 ou 40 cm, ou sur l'ensemble du profil 0–160 cm avec le troisième scénario, sont quasiment constamment compris dans les écarts types des résultats expérimentaux, contrairement à ceux établis avec S_{1N} (Figure 5.20 et Annexe 5.M).

Tableau 5.12 : Coefficients d'efficience retrouvés pour la quatrième campagne de suivi de la dynamique des ions nitrates sur les parcelles en sol nu et selon le scénario d'optimisation.

C_4 C+T	S_{1N}	S_{2N}	S_{3N}	S_{4N}
BOUE	0.266	0.770	0.778	0.702
DVB	0.477	0.484	0.591	0.577
TEMOIN	0.313	0.788	0.786	/

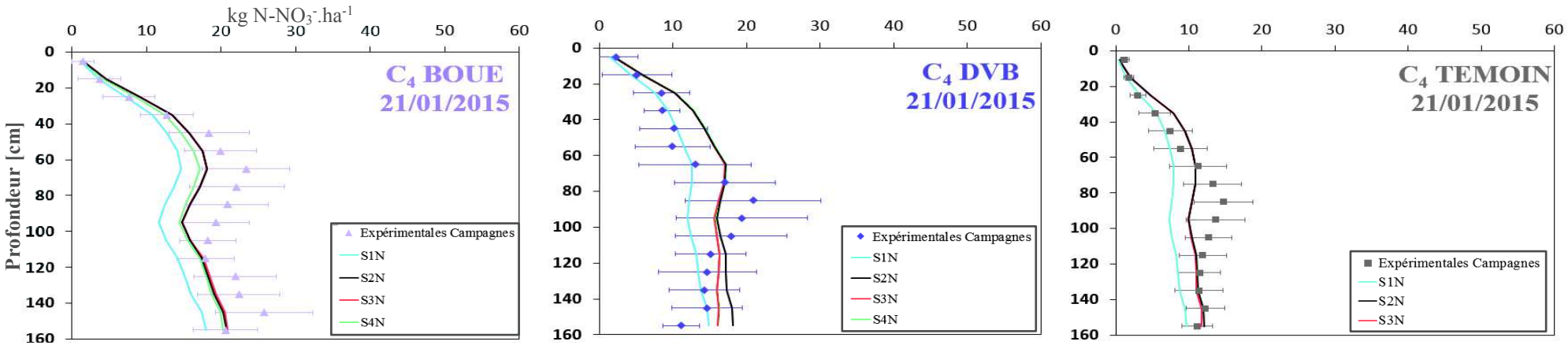


Figure 5.19 : Comparaison de la lixiviation des nitrates simulée sur la plateforme Sol Virtuel avec celle constatée expérimentalement sur les parcelles pour la quatrième campagne de suivi (21/01/2015).
Huit prélevements minimums, effectués avec le carottier et la tarière (C+T, cf. Figure 4.4), sont pris en compte pour le calcul des moyennes et écarts-types associés par tranche de 10 cm.

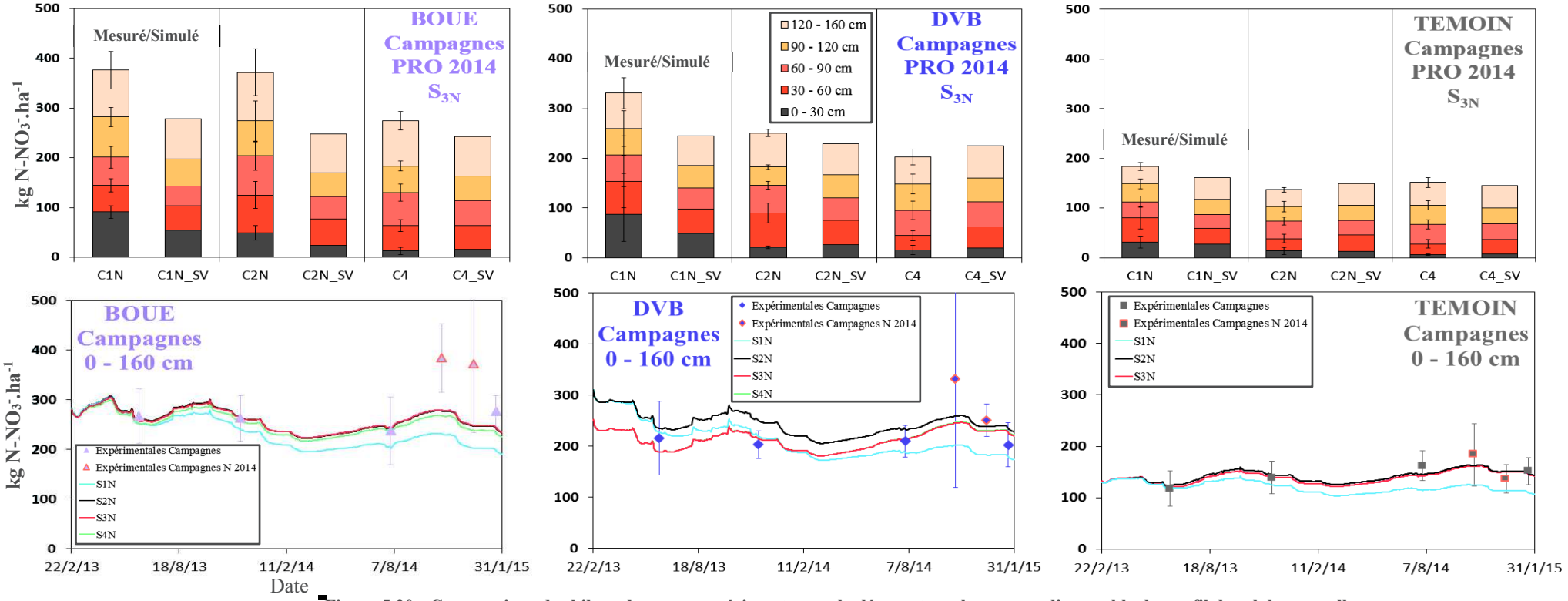


Figure 5.20 : Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés par tranche ou pour l'ensemble du profil de sol des parcelles en sol nu (0–160 cm) avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel selon le scénario d'optimisation considéré.
Abscisse histogrammes : « C » pour les campagnes de suivi, « CXN » pour les celles mises en place spécifiquement pour le suivi de la dynamique azotée suite à l'épandage 2014 et « SV » pour les données simulées sur Sol Virtuel.

Nous observons que les teneurs expérimentales en nitrates retrouvées sur la parcelle BOUE suite aux campagnes réalisées post apport sont généralement plus élevées que celles obtenues par modélisation, et notamment pour les deux suivis effectués 85 (24/10/2014) et 138 jours (16/12/2014) après l'épandage (Figure 5.20 et Annexe 5.M). Celles-ci sont principalement dues à des stocks en nitrates expérimentaux plus importants dans l'horizon de surface que ceux modélisés, ces derniers pouvant en partie être justifié par l'absence de considération de la quantité initiale d'azote minéral apportée par le PRO, celle-ci étant en effet non négligeable pour la BOUE (Tableau 2.1). Toutefois, et contrairement aux campagnes comprenant la prise en compte de huit prélèvements minimums pour l'étude de la dynamique des ions nitrates, les suivis effectués les 24/10 et 16/12/2014 ne comprennent que trois répétitions pour chaque parcelle, issues de six échantillonnages mélangés deux à deux (§ 5.1.2). Nous remarquons de ce fait que les écarts-types associés aux moyennes des teneurs en nitrates constatées sur le profil de sol concerné par un apport sont généralement plus élevés que ceux calculés suite aux campagnes de suivi standard, spécialement pour C_{1N} pour la parcelle DVB et pour C_{2N} pour la BOUE. En outre, les stocks en nitrates retrouvées expérimentalement par tranche de 30 ou 40 cm (et par conséquent sur le profil 0–160 cm) pour C_{1N} et pour C_{2N} sont constamment plus élevés que ceux établis pour C_4 (sauf C_{2N} DVB) et donc lorsque uniquement trois répétitions sont considérées pour l'étude (Figure 5.20 et Annexe 5.M). Ces différences peuvent atteindre jusque ≈ 90 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ sur un profil de sol donnée (0–160 cm entre C_{1N} et C_4 sur la BOUE), rendant par conséquent peu représentatives les teneurs moyennes retrouvées à partir de campagnes qui ne comprennent que trois répétitions pour l'étude de la dynamique des ions nitrates.

Enfin, suite aux résultats constatés pour un apport d'azote considéré à hauteur de la dose réglementaire fixée par la directive Nitrates (170 kg $N.ha^{-1}$), un quatrième scénario d'optimisation (S_{4N}) est mis en place en se basant sur les paramètres de S_{3N} mais avec la prise en compte de la dose de N réellement épandue pour chaque PRO (Tableau 5.13 et Tableau II en Annexe 5.K) et retrouvée après analyse au laboratoire des quantités de matière sèche et d'azote total contenues dans les PRO prélevés le jour de l'apport. Nous remarquons que la BOUE a constamment été apportée à une dose inférieure à celle réglementaire (respectivement environ -12 et -23 % en 2013 et 2014) contrairement au DVB (+6 et + 25 % en 2013 et 2014).

Tableau 5.13 : Dose réelle apportée suite à l'épandage des PRO BOUE et DVB réalisé le 21/02/2013 et le 01/08/2014 et C/N associés.

PRO	*Dose [kg N.ha^{-1}]*	*% 170 kg N.ha^{-1}*	*C/N [-]*
BOUE 2013	149.4	88	5.65
BOUE 2014	130.8	77	6.86
DVB 2013	179.6	106	11.10
DVB 2014	212.0	125	8.37

Au vu du très faible potentiel de minéralisation de l'azote organique contenu dans le PRO DVB (entre -1 et 4 % constaté après des incubations de 91 jours effectuées au laboratoire, cf. Figure 5.7), les différences entre S_{3N} et S_{4N} sont négligeables avec des écarts de coefficients d'efficience inférieurs à 0.02 (Tableau 5.11 et Tableau 5.12), malgré des doses apportées supérieures de plus de 20 % à 170 kg $N.ha^{-1}$ en 2014 (Tableau 5.13). Le fait que le PRO BOUE soit peu stable et minéralise respectivement environ 55 et 18 % de son azote organique en 2013 et 2014 (Figure 5.7) entraine l'observation de différences plus marquées entre S_{3N} et S_{4N} (Figure 5.20 et Annexes 5.M et 5.N). En effet, nous constatons une légère baisse de la production de nitrates dans l'horizon travaillé suite à la prise en compte des doses réellement épandues toutes deux inférieures à 170 kg $N.ha^{-1}$ (Annexe 5.M). Les écarts entre les deux scénarios sont néanmoins plus importants après l'apport

réalisé le 01/08/2014 et une dose épandue inférieure de près de 50 kg N.ha^{-1} à celle définie par la législation. Par conséquent, nous remarquons une légère diminution du coefficient d'efficience obtenus pour C_4 avec S_{4N} (Tableau 5.12), et une sous-estimation des teneurs en nitrates par tranche de 10 cm qui semble plus marquée qu'avec S_{3N} (Figure 5.19). Toutefois, l'absence de prise en compte des quantités d'azote minéral apportées par le PRO et la fermentation de ce dernier sous la bâche durant les deux semaines séparant sa livraison et son épandage ont vraisemblablement pu influencer considérablement les différences observées.

En définitive, la modélisation de la dynamique des nitrates sur la plateforme Sol Virtuel sur deux ans, comprenant la caractérisation de deux apports des PRO BOUE et DVB, permet l'obtention de simulations globalement satisfaisantes pour les trois parcelles en sol nu. Ceci montre la pertinence générale des paramètres calés dans CANTIS à partir d'expérimentations menées au laboratoire pour la description de la minéralisation de l'azote organique et la lixiviation des nitrates observée *in situ*, bien qu'un calage manuel du taux de décomposition de la matière organique humifiée (K_H) ait été nécessaire durant la procédure d'optimisation.

5.2.5.4 Évolution des termes du bilan azoté et effets des apports de PRO

Dans le but de ne pas prendre en compte l'influence de la dose épandue sur l'étude des effets des apports de PRO ainsi que la production et la lixiviation des nitrates sur les parcelles en sol nu, les résultats du troisième scénario (S_{3N}), considérant une dose apportée à hauteur de 170 kg N.ha^{-1} sur les parcelles BOUE et DVB pour chaque épandage, ont été considérés pour les études réalisées ci-dessous.

Nous constatons dans un premier temps un effet marqué des apports et arrières apports de PRO sur la minéralisation de l'azote organique et la production de nitrates au cours du temps. En effet, les parcelles BOUE et DVB présentent une production de quantités de nitrates dans l'horizon de surface durant les 709 jours de simulation (22/02/2013 – 31/01/2015) plus élevée de respectivement environ 124 et 87 kg N-NO_3^-.ha^{-1} que la parcelle TEMOIN (Figure 5.21-A et Tableau 5.14). Ces différences sont principalement dues (*i*) à l'apport de matière organique fraîche pour la parcelle BOUE, la minéralisation de l'azote organique de la FOM étant responsable d'approximativement 75 % des écarts entre les productions de nitrates constatées sur les parcelles BOUE et TEMOIN suite aux deux épandages ; (*ii*) à la HOM et donc aux effets des apports précédents (mis en place depuis 2001 au rythme biennal) sur la parcelle DVB avec en moyenne seulement 9 % (8.4 % en 2013 et 10.5 % en 2014) de la minéralisation du N_{org} de la FOM responsable des écarts constatés avec la parcelle TEMOIN (Tableau 5.14 et Figure I en Annexe 5.O**)**. Ceci est également mis en évidence au travers de l'étude des productions journalières de nitrates (Figure 5.21-B et C). Nous remarquons effectivement, que les quantités importantes de N_{org} contenus dans la fraction rapidement décomposable SOL_F de la FOM du PRO BOUE (Tableau 5.8 et Annexe 5.K) entrainent une production importante de nitrates durant les premières semaines qui suivent l'apport, cette dernière pouvant être supérieure à 2 kg N-NO_3^-.ha^{-1} par jour sur la parcelle BOUE.

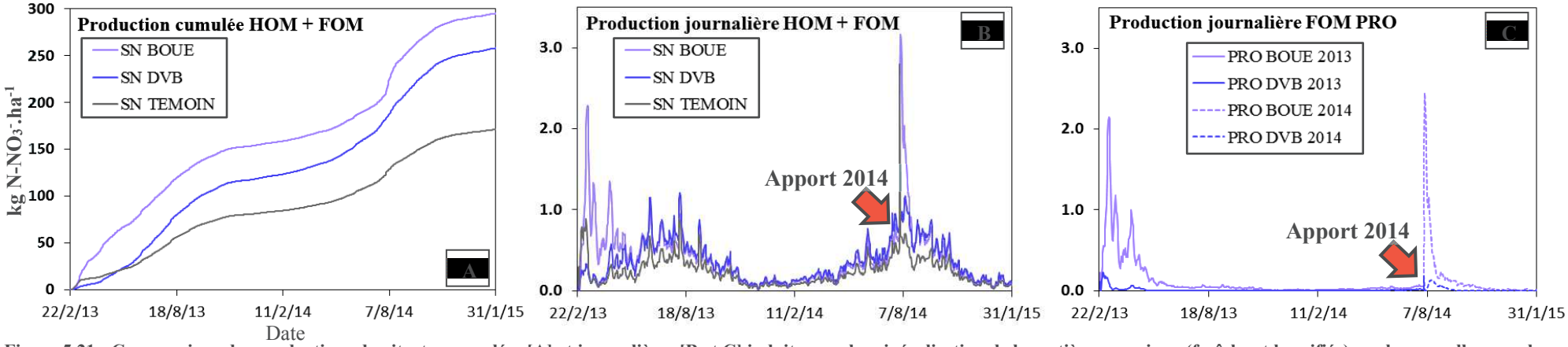


Figure 5.21 : Comparaison des productions de nitrates cumulées [A] et journalières [B et C] induites par la minéralisation de la matière organique (fraîche et humifiée) sur les parcelles en sol nu.

Tableau 5.14 : Étude de la production de nitrates sur chaque parcelle en sol nu du 22/02/2013 au 31/01/2015 et de la minéralisation induite par la FOM des PRO épandus en 2013 et en 2014.

Production de NO_3^-	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
		[kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$]	
22/02/2013 - 01/08/2014			
Minéralisation HOM + FOM	209.0	182.6	122.7
Différence HOM + FOM TEMOIN	86.3	59.9	/
Minéralisation FOM PRO 2013	64.5	5.0	/
% PRO 2013	74.8	8.4	/
01/08/2014 - 31/01/2015			
Minéralisation 2014 HOM + FOM	86.2	75.6	48.6
Différence HOM + FOM TEMOIN	37.6	27.0	/
Minéralisation FOM PRO 2014	28.3	2.8	/
% PRO 2014	75.4	10.5	/
22/02/2013 - 31/01/2015			
Minéralisation totale HOM + FOM	295.2	258.2	171.3
Différence HOM + FOM TEMOIN	123.9	86.9	/
Minéralisation FOM PRO 2013+2014	92.9	7.9	/
% PRO 2013+2014	75.0	9.0	/

Les termes « % PRO 2013 et 2014 » indiquent la part du surplus de minéralisation constatée par rapport à la parcelle TEMOIN et assurée par la FOM et donc le ou les apport(s) de PRO sur les parcelles amendées.

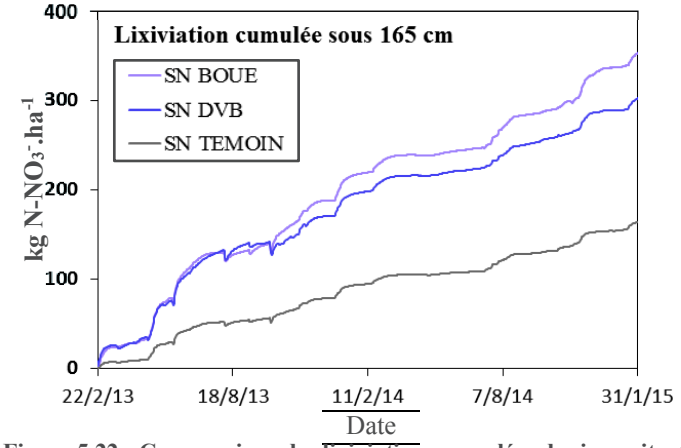


Figure 5.22 : Comparaison des lixiviations cumulées des ions nitrates au-delà de 165 cm sur chaque parcelle en sol nu du 22/02/2013 au 31/01/2015.

Tableau 5.15 : Lixiviation des nitrates constatée au-delà de 165 cm sur chaque parcelle en sol nu du 22/02/2013 au 31/01/2015 et comparaison entre lixiviations observées sur la parcelle TEMOIN et celles amendées par rapport au stock en nitrates défini initialement sur 0-165 cm.

Lixiviation de NO_3^- sous 165 cm	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
22/02/2013 - 31/01/2015		[kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$]	
Stock Initial 0 - 165 cm t_0	278.5	269.4	137.4
Différence Stock Initial TEMOIN	141.1	131.9	/
Lixiviation cumulée	354.0	302.7	164.1
Différence Lixiviation TEMOIN	189.8	138.6	/
% NO_3^- lixiviés	61.7	57.4	53.2

Le terme « % NO_3^- lixiviés » fait référence à la part de nitrates lixiviée au-delà de 165 cm par rapport à celle présente initialement + celle produite par le sol (HOM+FOM) au cours du temps.

Celle-ci est ainsi environ dix fois supérieure à la production maximale journalière de nitrates constatée sur la parcelle DVB et issue de la FOM (0.23 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$, cf. Figure 5.21-C), notamment parce que les quantités de N_{org} du DVB sont bien moins importantes dans la fraction SOL_F et plus concentrées dans celles lentement décomposables (SOL_S) et lignines et cutines (LIC), celles-ci ayant des taux de décomposition nettement moins élevés que SOL_F (Tableau 5.3 et Tableau 5.8). De ce fait, contrairement à la BOUE, la minéralisation journalière de la HOM est le principal vecteur de production des nitrates sur la parcelle DVB (Figure 5.21-B). De plus, nous observons également que la production de nitrates sur la parcelle TEMOIN est légèrement plus importante que celle observée sur la DVB durant les premières semaines suivant l'apport du 22/02/2013 (Figure 5.21-A) et les premiers jours suivant celui du 01/08/2014 (Figure II en Annexe 5.O). Par conséquent, une organisation de l'azote minéral engendrée par l'apport de DVB, et ayant déjà été constatée consécutivement à l'enfouissement de matière organique avec un C/N élevé (Valé, 2006), est susceptible d'expliquer une production de nitrates initialement ralentie par rapport à la parcelle non amendée.

L'apport de PRO semble également avoir un impact sur les quantités de nitrates lixiviées au-delà de 165 cm, profondeur caractérisant la limite inférieure des profils de sol étudiés. Nous remarquons en effet que les parcelles BOUE et DVB présentent des quantités de NO_3^- lixiviées supérieures de respectivement quasiment 190 et 139 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ à celles observées sur la parcelle TEMOIN à la date du 31/01/2015 (Figure 5.22 et Tableau 5.15). En effet, en un peu moins de deux ans, 61.7 et 57.4 % des nitrates issus de la minéralisation du N_{org} du sol (HOM + FOM) et du stock initial présent dans le profil 0–165 cm à t_0 ont été lixiviés sous 165 cm pour les parcelles BOUE et DVB contre 53.2 % pour la parcelle TEMOIN (Tableau 5.15). Cependant, les écarts observés entre cette dernière et les parcelles amendées sont principalement dus aux différences de stocks initiaux en nitrates à t_0, ces derniers étant semblables à approximativement 10 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ près sur les parcelles amendées, mais supérieurs de plus de 130 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ par rapport à celle non concernée par des apports de PRO (Tableau 5.15). Par conséquent, en comparant les différences de lixiviation des nitrates au-delà de 165 cm entre parcelles amendées et TEMOIN avec celles des stocks initiaux définies à t_0 (22/02/2013), nous observons que les écarts entre parcelles DVB et TEMOIN dus à la minéralisation de l'azote organique du sol sur deux ans sont relativement faibles (≈ 7 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ (138.6-131.9)) tandis que ceux constatés entre les parcelles BOUE et TEMOIN sont plus de sept fois supérieurs (≈ 50 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ (189.8 – 141.1)).

En définitive, ces résultats rejoignent les conclusions effectuées au § 5.2.1.2 quant au fait de raisonner les dates d'apport en fonction de celle du semis pour éviter un risque de « faim d'azote » à travers l'organisation constatée suite à un apport de DVB ou celui d'une lixiviation élevée dans les premiers mois qui suivent l'apport de BOUE et induit par une minéralisation nette rapide de l'azote organique de ce PRO qui atteint près de 30 % de sa quantité de N_{org} totale dès le premier mois pour celui épandu le 21/02/2013 (Figure 5.7).

5.2.6 Étude de la lixiviation des nitrates sur les cases lysimétriques

5.2.6.1 Concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage et flux associés

Sur les cases lysimétriques, l'étude de la lixiviation des nitrates a été effectuée au travers du suivi des concentrations et flux retrouvés en sortie de chacune des six cases via 127 dates d'échantillonnage entre le 20/02/2013 et le 28/02/2015, cette dernière représentant également la période de simulation de l'hydrodynamique et du transport de solutés à l'aide d'HYDRUS-1D. Comme pour les parcelles en sol nu, cette période comprend deux apports de PRO BOUE et DVB sur les cases amendées, ceux-ci ayant été effectués le 20/02/2013 et le 28/07/2014 (§ 5.1.1).

Dans un premier temps, nous remarquons que les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage sont généralement décalées selon la position nord-sud des cases lysimétriques (1-2-3 ; (4)-5-6) lorsque celles-ci sont étudiées en fonction des drainages cumulés (Figure 5.23), mais relativement similaires si l'étude est effectuée selon la date (Figure I en Annexe 5.P). Ceci rejoint les conclusions effectuées lors du suivi de la dynamique des ions bromures (§ 4.2.4.2) et vient une nouvelle fois renforcer l'hypothèse émise quant à la reconstitution des cases réalisée 3 par 3 (1-2-3 puis 4-5-6 ou inversement).
De plus, nous constatons, comme sur les parcelles sol nu, la présence d'un effet des apports de PRO sur les concentrations en nitrates dosées dans l'eau en sortie des cases, avec des teneurs qui suivent généralement l'ordre décroissant suivant : BOUE > DVB > TEMOIN (Figure 5.23 et Tableau 5.16). De plus, les concentrations correspondant au pic lié à l'apport de PRO effectué le 20/02/2013 sont retrouvées entre 323 (08/01/2014) et 342 jours (27/01/2014) après la date d'épandage qui coïncide avec le début de la période de modélisation et pour une infiltration nette cumulée d'environ 190 mm et des drainages cumulés compris entre 248.5 et 278.5 mm selon les cases (Tableau 5.16).

En outre, nous remarquons que, du 20/02/13 jusqu'à l'arrêt de la période de drainage observé de juin à début septembre 2013 et donc pour des drainages cumulés compris entre 88.4 (Case 4 TEMOIN) et 100.8 mm (Case 6 BOUE), les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage diminuent généralement pour l'ensemble de cases. Celles-ci peuvent toutefois présenter des différences marquées entre cases concernées par un même apport et notamment celles TEMOIN (1 et 4) et surtout DVB (2 et 5) (Figure 5.23 et Figure I en Annexe 5.P) qui engendrent des écarts de flux cumulés qui atteignent jusqu'à 15 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ pour ces dernières à la date de l'échantillonnage réalisé avant l'arrêt de drainage de la saison estivale de 2013 (Annexe 5.Q). Finalement, au vu de la dynamique des ions bromures constatée sur les cases et le fait que les premières traces de Br^- aient été retrouvées après la reprise de drainage en septembre 2013 (Tableau 4.8), nous pouvons estimer que ces concentrations sont vraisemblablement dues au stock initial en nitrates du profil des cases et notamment à la fin de la lixiviation des ions NO_3^- engendrée par la minéralisation de l'azote organique observée suite à l'apport de PRO précédent, celui-ci ayant été réalisé le 08/02/2011.

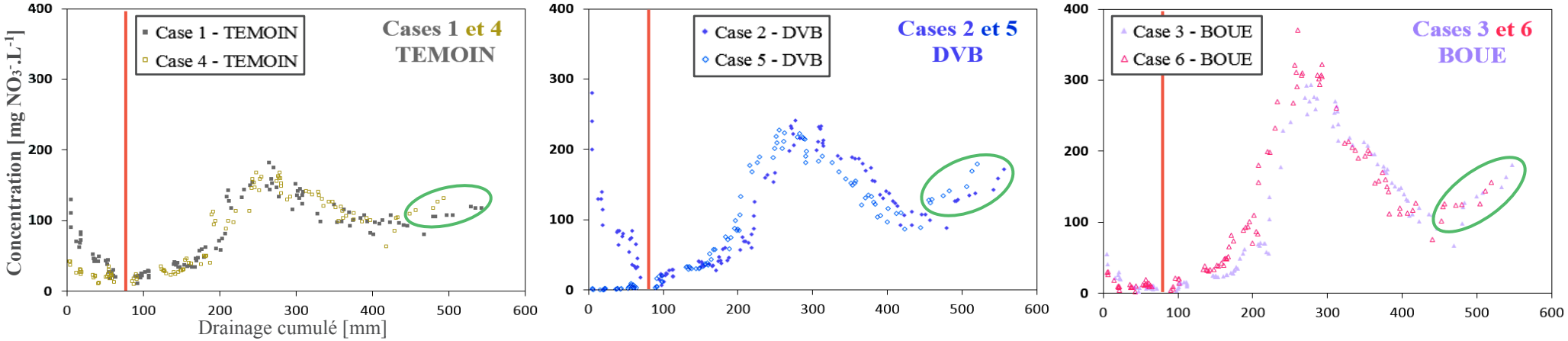


Figure 5.23 : Concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques du 20/02/2013 au 28/02/2015 en fonction des drainages cumulés constatés sur chacune d'elle.

Tableau 5.16 : Date, pluviométrie, drainage cumulé et concentration correspondant au pic d'ions nitrates retrouvé dans l'eau de drainage des cases lysimétriques pour l'épandage effectué le 20/02/2013.

Pic NO_3^- Apport PRO 2013	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Jour après apport	J + 323	J + 342	J + 342	J + 342	J + 342	J + 342
Date échantillonnage	08/01/2014	27/01/2014	27/01/2014	27/01/2014	27/01/2014	27/01/2014
Pluviométrie cumulée [mm]	553.2	566.4	566.4	566.4	566.4	566.4
E_s [mm]	364.7	374.6	374.6	374.6	374.6	374.6
Infiltration [mm]	188.5	191.8	191.8	191.8	191.8	191.8
Drainage cumulé [mm]	264.9	277.1	278.5	248.5	255.5	260.7
Concentration [mg $NO_3^-.L^{-1}$]	182.0	241.0	293.0	167.0	228.0	370.0

Tableau 5.17 : Flux maximums journaliers et flux cumulés totaux d'ions nitrates calculés pour chaque case et drainages cumulés associés selon la période considérée pour l'étude.

Bilan NO_3^- Case	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
Flux maximums	6.5	9.4	11.9	7.0	8.5	13.8
Drainages cumulés 20/02/2013 - 05/02/2015	*543.3*	*556.1*	*546.8*	*493.8*	*520.8*	*519.3*
Flux cumulés 20/02/2013 - 05/02/2015	*107.0*	*144.0*	*140.4*	*92.0*	*123.7*	*144.8*
Drainages cumulés 09/09/2013 - 05/02/2015	**449.5**	**458.3**	**446.0**	**405.2**	**429.4**	**425.6**
Flux cumulés 09/09/2013 - 05/02/2015	**98.2**	**129.2**	**137.7**	**87.9**	**123.2**	**142.5**

Les flux sont donnés en kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ et les drainages en mm.

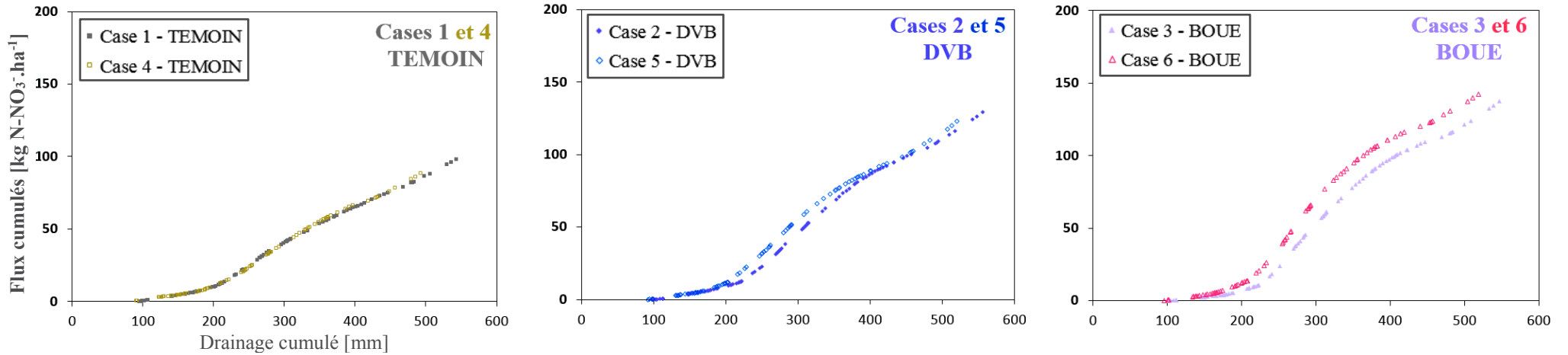


Figure 5.24 : Flux d'ions nitrates cumulés retrouvés dans l'eau de drainage des cases lysimétriques du 09/2013 au 05/02/2015 en fonction des drainages cumulés constatés sur chacune d'elle.

De ce fait, si cette période, délimitée par un trait rouge sur la Figure 5.23 et sur la Figure I en Annexe 5.P, n'est pas prise en compte pour le calcul des flux cumulés, nous observons que ceux-ci sont relativement similaires à la date du dernier échantillonnage réalisé (05/02/2015) entre cases concernées par un même amendement organique, avec des écarts finalement inférieurs à 6 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ (Figure 5.24, Figure II en Annexe 5.P et Tableau 5.17). Ces différences sont toutefois légèrement supérieures à 10 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ sur les Cases TEMOIN (1 et 4), mais peuvent être justifiées par les perturbations du transport de solutés induites par les manipulations liées à l'instrumentation de la Case 4 par des sondes TDR début août 2013 et explicitées au § 4.2.4.1. De plus, nous constatons que les flux cumulés d'ions nitrates suivent logiquement le même ordre que ceux des concentrations retrouvées dans l'eau de drainage (BOUE > DVB > TEMOIN, cf. Tableau 5.17) et soulignent donc une lixiviation plus importante sur les cases concernées par des apports de PRO BOUE, ce qui rejoint les conclusions effectuées suite aux études sur les parcelles (§ 5.2.5.4 et Figure 5.22).

Enfin, l'augmentation progressive des concentrations en nitrates constatées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques à partir du 08/12/2014, et pour un drainage cumulé compris entre 429.7 et 490.2 mm selon les cases (entourée en vert sur la Figure 5.23 et la Figure I en Annexe 5.P), est due à la lixiviation des nitrates issus de la minéralisation de l'azote organique ayant eu lieu durant l'été 2014 et de celle engendrée suite à l'apport de PRO réalisé le 28/07/2014.

5.2.6.2 Simulation de la dynamique des nitrates sur les cases lysimétriques

Comme pour les parcelles en sol nu, l'étude de la lixiviation des nitrates constatée expérimentalement est effectuée sur la plateforme Sol Virtuel, après vérification de l'obtention de simulations similaires à celles opérées à l'aide d'HYDRUS-1D concernant les dynamiques (*i*) instrumentales pour les Cases TEMOIN (1 et 4) ; (*ii*) de drainage cumulé sur les six cases ; (*iii*) des ions bromures au travers des concentrations et flux associés observés en fonction des drainages cumulés sur les six cases (§ 5.2.3) ; (*iv*) des données de températures acquises par les capteurs implantés dans le profil de la Case 1 (TEMOIN, cf. § 5.2.4).

En l'impossibilité d'échantillonnage de sol, condition inhérente aux études effectuées sur un dispositif de cases lysimétriques, les paramètres optimisés sur CANTIS à partir des analyses réalisées au laboratoire sur des prélèvements de sol des parcelles, et permettant l'étude de la minéralisation des « Sols Seuls » et des PRO incorporés au sol de la parcelle TEMOIN, ont été utilisés pour décrire la décomposition de la MO dans le sol de chaque case lysimétrique (Tableau 5.3 et Tableau 5.4). De plus, les quantités de carbone de la matière organique humifiée et celles contenues dans la biomasse microbienne (AUB et ZYB) sont également conservées identiques à celles prises en compte sur les parcelles (Tableau 5.5). Il en est de même pour les quantités de carbone contenues dans les différents pools de la FOM (Tableau 5.7), qui permettent l'obtention de simulations satisfaisantes de la décomposition de la MO des PRO épandus les 21/02/2013 et 01/08/2014 sur les parcelles en sol nu (§ 5.2.5.2).

Au vu des faibles écarts constatés entre les simulations réalisées en prenant en compte un apport de PRO effectué avec les doses réelles estimées (Tableau 5.13) ou à la dose réglementaire (170 kg $N.ha^{-1}$), cette dernière est considéré pour le calcul des quantités de C présentes dans chacun des quatre pools de la FOM (SOL_F, SOL_S, HEM+CEL et LIC). De plus, un enfouissement superficiel des PRO sur 0–10 cm a été réalisé via un travail du sol effectué à l'aide d'un petit motoculteur, juste après l'apport (Image 5.3). Les teneurs en carbone dans chacun des pools de la FOM des PRO BOUE et DVB épandus en 2013 sont donc réparties sur chacun des dix premiers cm de l'horizon de surface (Tableau I-C en Annexe 5.K).

De plus, l'hypothèse d'une apparition, à partir du mois de septembre 2013, des premières traces de nitrates lixiviés dans l'eau de drainage suite à la minéralisation de l'azote organique des PRO épandus le 20/02/2013 (§ 5.2.6.1), nous permet tout d'abord de ne pas prendre en compte les concentrations retrouvées avant cette date. En effet, ces dernières peuvent, pour rappel, différer de façon non négligeable entre cases et notamment entre celles concernées par un même apport (Figure 5.23). Par conséquent, les teneurs initiales en azote minéral sur l'ensemble du profil 0-100 cm sont délibérément considérées comme nulles à la date du début de simulation (J_0 = 20/02/2013) pour le premier scénario d'optimisation mis en place ($S_{1N\text{-}C}$). Bien que cela soit très probablement inexact, l'impossibilité d'estimer les stocks expérimentaux en nitrates des différents horizons de la case à un instant donné nous pousse en effet à considérer l'absence d'azote minéral sur le profil de sol à t_0 pour permettre la comparaison des concentrations en NO_3^- et des flux simulés dans l'eau de drainage avec celles et ceux retrouvées expérimentalement à partir de septembre 2013 et donc pour approximativement 90 mm drainés depuis le début de la période de modélisation (Figure 5.23 et Figure 5.24).

En définitive, l'étude de la minéralisation de l'azote organique sur les cases est réalisée du 20/02/2013 au 28/02/2015, dates correspondant également aux périodes de simulation de l'hydrodynamique et du transport des ions bromures sur les six cases lysimétriques. Les concentrations et flux modélisés ont été comparés à celles et ceux retrouvées expérimentalement suite aux échantillonnages opérés entre le 01/09/2013 et le 28/02/2015, permettant par conséquent d'étudier si la dynamique de lixiviation des nitrates constatée sur les cases lysimétriques peut être convenablement simulée à l'aide de paramètres et de conditions initiales calés sur CANTIS à partir d'études effectuées sur du sol des parcelles.

Finalement, nous remarquons que les concentrations en ions nitrates et flux simulés en sortie de cases avec le premier scénario ($S_{1N\text{-}C}$) sont très souvent inférieurs aux données expérimentales, bien que la dynamique de lixiviation modélisée soit relativement proche de celle constatée expérimentalement (Figure 5.25 et Figure 5.26). Comme attendu, le fait de considérer l'absence d'azote minéral sur le profil 0-100 cm à l'ouverture du bilan engendre une sous-estimation initiale par le modèle des concentrations et flux retrouvés expérimentalement sur les Cases DVB (2 et 5) et TEMOIN (1 et 4). Cependant, les concentrations en nitrates et flux constatés pour les Cases BOUE (3 et 6) semblent relativement bien modélisés sur les 200 premiers mm drainés après le début de la période de modélisation (Figure 5.25). De ce fait, un nouveau scénario ($S_{2N\text{-}C}$) a été testé en prenant en compte des teneurs initiales en azote minéral sur le profil 0-60 cm dans l'objectif de mieux simuler la lixiviation des nitrates observée au départ. Ces teneurs sont conservées identiques à celles renseignées sur 0-60 cm sur les parcelles en sol nu pour le scénario S_{3N} (§ 5.2.5.2).

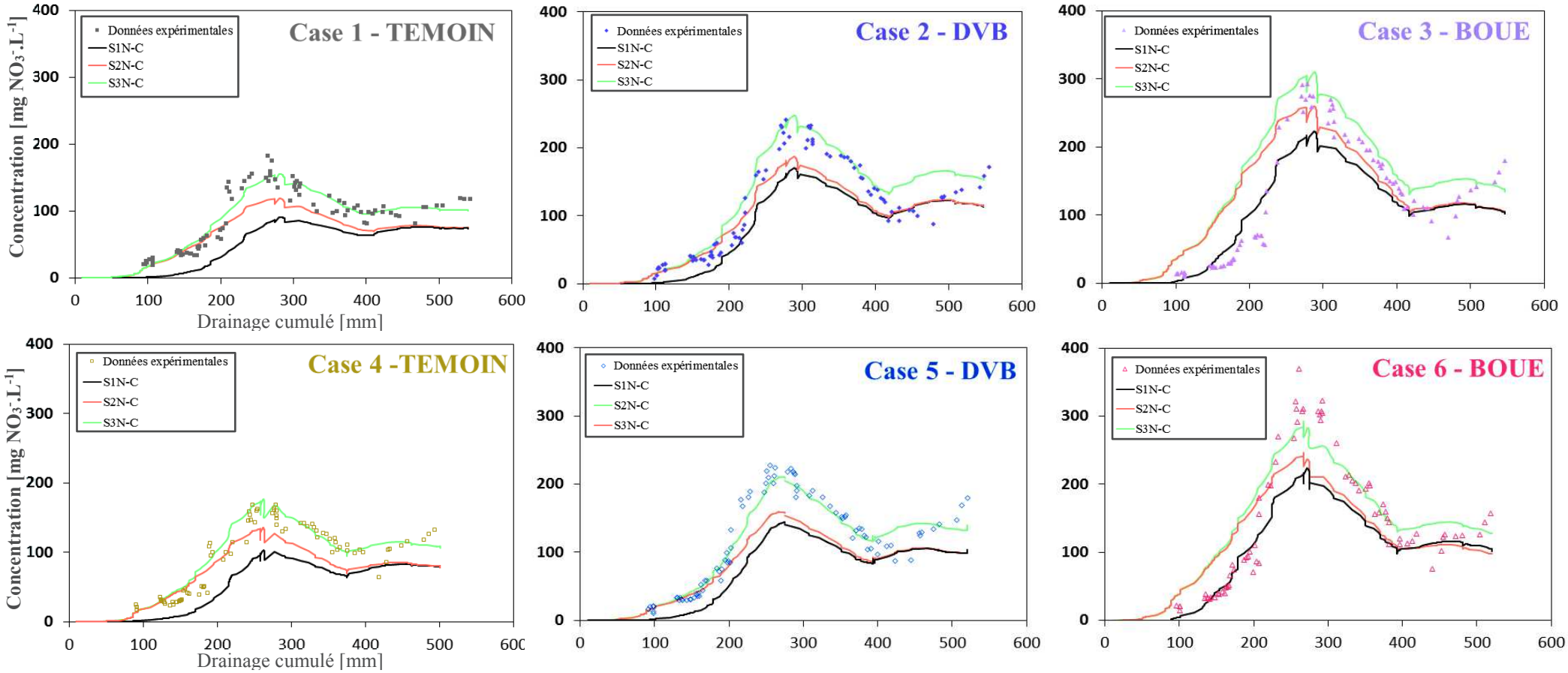


Figure 5.25 : Concentrations en ions nitrates retrouvées dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place.

Tableau 5.18 : Coefficients d'efficience calculés pour les concentrations en NO_3^- retrouvées dans l'eau de drainage et flux correspondant à chaque scénario d'optimisation et associés aux différentes dates d'échantillonnage effectuées sur chaque case lysimétrique.

Case	$S_{1N\text{-}C}$ [NO_3^-]	$S_{2N\text{-}C}$ [NO_3^-]	$S_{3N\text{-}C}$ [NO_3^-]	$S_{1N\text{-}C}$ Flux NO_3^-	$S_{2N\text{-}C}$ Flux NO_3^-	$S_{3N\text{-}C}$ Flux NO_3^-
1 - TEMOIN	-0.123	0.631	0.893	0.660 (0.478)	0.785 (0.931)	0.744 (0.994)
2 - DVB	0.699	0.828	0.879	0.800 (0.824)	0.826 (0.967)	0.652 (0.955)
3 - BOUE	0.823	0.588	0.486	0.794 (0.971)	0.730 (0.855)	0.632 (0.606)
4 - TEMOIN	0.163	0.720	0.861	0.729 (0.563)	0.806 (0.975)	0.695 (0.945)
5 - DVB	0.426	0.682	0.941	0.714 (0.617)	0.779 (0.860)	0.829 (0.994)
6 - BOUE	0.695	0.675	0.768	0.785 (0.883)	0.776 (0.976)	0.710 (0.935)

Les coefficients d'efficience sont calculés sur les concentrations et les flux observés entre deux dates d'échantillonnage.
Les valeurs entre parenthèses font références aux coefficients d'efficience calculés sur les flux cumulés.

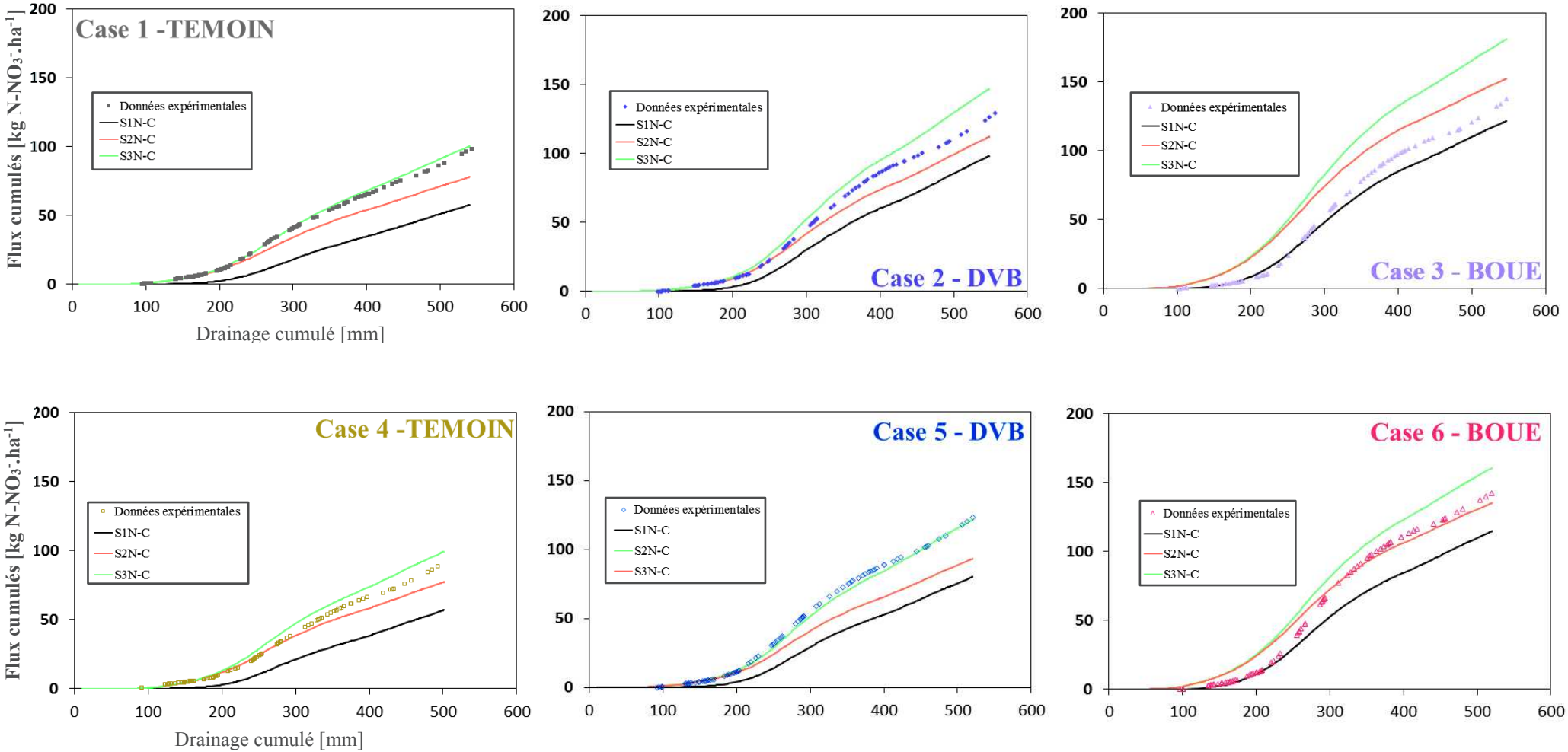


Figure 5.26 : Flux cumulés d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage de chaque case lysimétrique en fonction du drainage cumulé et pour chacun des trois scénarios d'optimisation mis en place.

La prise en compte de stocks en azote minéral identiques à ceux définis pour les parcelles avec S_{3N} permet une description satisfaisante des concentrations et flux retrouvés en sortie des Cases TEMOIN et DVB pour les 200 à 250 premiers mm drainés après le début de la période modélisation (Figure 5.25). De ce fait, les coefficients d'efficience obtenus avec $S_{2N\text{-}C}$ sont constamment supérieurs à ceux calculés pour $S_{1N\text{-}C}$ (Tableau 5.18). Cependant, nous remarquons que les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des Cases BOUE (3 et 6) sont initialement surestimées par le modèle, ce qui amène à l'obtention de coefficients d'efficience inférieurs à $S_{1N\text{-}C}$. Nous pourrions donc penser que le stock d'azote minéral à t_0 sur 0–60 cm pour les Cases BOUE est relativement éloigné de celui des parcelles, bien que la prise en compte de ceux des parcelles DVB et TEMOIN ait permis de décrire convenablement l'augmentation des teneurs en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des Cases correspondantes, suite à la décomposition de la MO dans le sol depuis février 2013.

Toutefois une seconde hypothèse qui pourrait expliquer ces écarts est liée à la présence d'une dénitrification qui peut s'opérer sur le profil des cases lysimétriques au vu de l'état hydrique constamment proche de la saturation observé dès 40 cm (§ 3.2.3.1). En effet, comme déjà développé en Annexe 5.B, une augmentation exponentielle de l'activité bactérienne de dénitrification est observée à partir d'un WFPS (Water Filled Pore Space) supérieur à 60 %, celui-ci augmentant avec la profondeur des Cases TEMOIN instrumentées et pouvant atteindre plus de 80 % à 80 cm (Tableau 5.19). De ce fait, la période de juin à septembre 2013, caractérisée par une absence de drainage durant la quasi-totalité de l'été, semble propice à la mise en place d'une dénitrification dans le fond du profil des cases lysimétriques. De plus, il est probable que cette dernière soit plus marquée sur les Cases BOUE au travers de conditions potentiellement plus favorables à la dénitrification, avec notamment des teneurs en nitrates plus importantes sur 40-100 cm, du fait que le PRO BOUE est peu stable et minéralise rapidement une plus grande partie de son azote organique que le PRO DVB. Ceci pourrait dont en partie expliquer le fait que les concentrations et les flux d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage des Cases BOUE soient comparables voire inférieurs à ceux des autres cases pour des drainages cumulés compris entre 100 et 250 mm (Figure 5.27).

Tableau 5.19 : Teneur en eau moyenne constatée aux profondeurs instrumentées à 40, 60 et 80 cm sur les Cases 1 et 4 et calcul du WFPS.

Case 1 - TEMOIN	*40 cm*	*60 cm*	*80 cm*
θ_{TDR} moyen [$cm^3.cm^{-3}$]	0.343	0.376	0.390
MVA [$g.cm^{-3}$]	1.270	1.225	1.365
Porosité [-]	0.521	0.538	0.485
WFPS [%]	**65.8**	**69.9**	**80.5**
Case 4 - TEMOIN	***40 cm***	***60 cm***	***80 cm***
θ_{TDR} moyen [$cm^3.cm^{-3}$]	0.288	0.392	0.394
MVA [$g.cm^{-3}$]	1.270	1.225	1.365
Porosité [-]	0.521	0.538	0.485
WFPS [%]	**55.3**	**72.9**	**81.2**

Nous observons enfin qu'après 250 mm drainés, les concentrations expérimentales en nitrates constatées dans l'eau de drainage sont quasiment constamment sous-estimées par le modèle bien que la dynamique de lixiviation soit une nouvelle fois proche entre données expérimentales et simulées (Figure 5.25). Cela a pour conséquence l'obtention de flux cumulés simulés inférieurs aux flux expérimentaux pour l'ensemble des cases lysimétriques (hormis la Case 3 – BOUE) à la date du dernier échantillonnage (05/02/2015) (Figure 5.26).

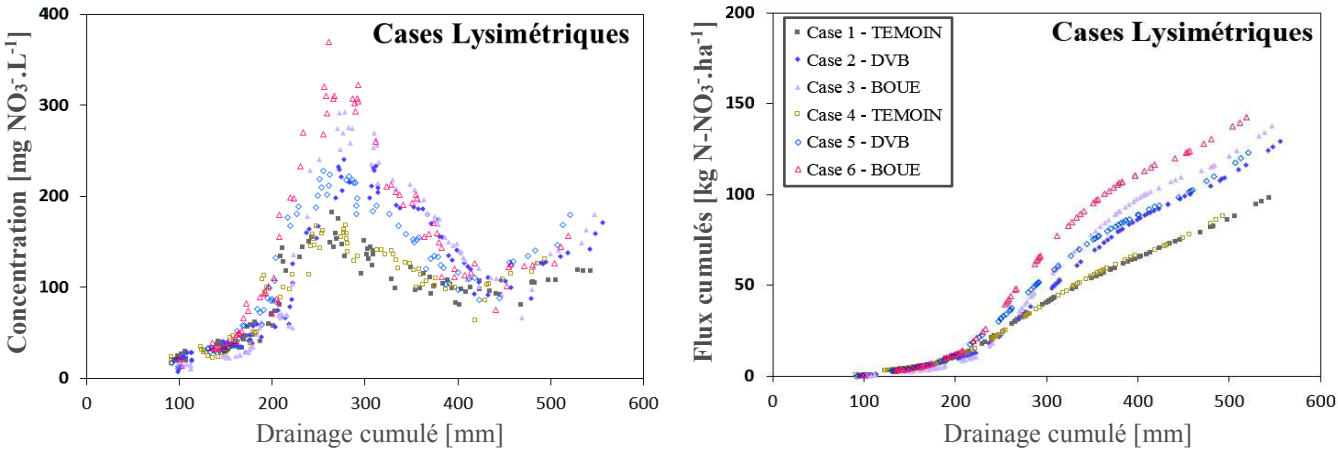


Figure 5.27 : Concentrations et flux d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage des six cases lysimétriques en fonction du drainage cumulé observé.

Par conséquent, comme pour les parcelles, la valeur du taux de décomposition de la matière organique humifiée K_H a été fixée à 0.00023 j^{-1} ($S_{3N\text{-}C}$), ce qui permet l'obtention d'une meilleure description de la lixiviation des nitrates retrouvées dans l'eau après 250 mm drainés sur une majorité des cases lysimétriques, bien que les concentrations et les flux d'ions NO_3^- soient légèrement surestimées pour les Cases 2 (DVB) et 3 (BOUE) (Figure 5.25 et Figure 5.26).

En définitive, au minimum un des trois scénarios permet d'obtenir des coefficients d'efficience supérieurs à 0.7 entre données simulées et expérimentales de concentrations et de flux d'ions nitrates (Tableau 5.18). Il semble ainsi que la décomposition de la MO dans le sol des six cases lysimétriques puissent être convenablement simulée à l'aide des paramètres et des conditions initiales calés sur CANTIS à partir de prélèvements de sol effectués sur les parcelles et du modèle de transport MIM choisi à l'aide d'HYDRUS-1D pour modéliser la dynamique des ions bromures. De plus, les stocks initiaux d'azote minéral considérés sur les parcelles peuvent être utilisés pour modéliser de façon satisfaisante la lixiviation des nitrates observée entre 100 et 250 mm drainés sur les cases. Cependant, l'état hydrique constamment proche de la saturation sur 40-100 cm engendre un risque de dénitrification dans le fond du profil des cases lysimétriques, cette dernière ayant notamment pu s'opérer sur la période de juin à septembre 2013 et être plus marquée sur les Cases BOUE (3 et 6), du fait de stocks de nitrates plus importants dans les différents horizons du profil.

Conclusion

I Suite aux incubations réalisées au laboratoire sous conditions contrôlées, nous remarquons que le PRO DVB ne minéralise qu'un faible pourcentage de son carbone et de son azote organique et présente une forte stabilité de sa matière organique induite par le processus de compostage, son apport contribuant de ce fait à un enrichissement marqué du pool de carbone organique du sol. Le PRO BOUE est quant à lui peu stable et minéralise plus (*i*) du tiers de son carbone organique ; (*ii*) de la moitié de son azote organique l'année suivant l'apport, sauf dans le cas particulier de celui apporté en été 2014 et dont les conditions de stockage particulières ont entrainé une fermentation sous la bâche le recouvrant durant les 15 jours séparant sa livraison et son épandage. Finalement, l'étude des courbes de minéralisation du carbone et de l'azote organiques des « Sols Seuls » prélevés avant les épandages 2013 et 2014, à partir d'incubations réalisées au laboratoire, a mis en évidence un arrière effet des apports de PRO réalisés entre 2001 et 2011 (DVB > BOUE > TEMOIN). Celui-ci est justifié par un enrichissement croissant du pool de matière organique humifiée des sols amendés au cours du temps, notamment plus marqués lors de l'apport d'un PRO dont la matière organique est stabilisée par un processus de compostage (DVB).

II La simulation de la décomposition de la matière organique des « Sols Seuls » prélevés avant les épandages et des PRO BOUE et DVB apportés en février 2013 et en août 2014 et incorporés au sol de la parcelle TEMOIN a été réalisée à l'aide de CANTIS, à partir des mesures de minéralisation du carbone et de l'azote organiques obtenues par incubations effectuées au laboratoire. Au final, un maximum de paramètres ont été gardés constants à partir des données trouvées dans littérature et seuls le taux (*i*) de décomposition de la matière organique humifiée (K_H) ; (*ii*) de mortalité de biomasse autochtone (K_A) ont été calés, permettant une modélisation très satisfaisante de l'ensemble des cinétiques de minéralisation observées expérimentalement. Ceci souligne donc la généricité du modèle et le fait qu'un même jeu de paramètres puisse permettre la simulation de la décomposition de la matière organique fraîche et humifiée au cours du temps, à condition de définir précisément les conditions initiales. La transposabilité des paramètres optimisés pour des études sur d'autres sols semble néanmoins limitée au vu de valeurs obtenues par certains auteurs et qui diffèrent sensiblement de celles calés sur CANTIS dans le cadre de ce travail de thèse.

III Dans le cadre de la modélisation de la lixiviation des nitrates observée sur les parcelles en sol nu à l'aide de la plateforme Sol Virtuel, la cohérence des simulations des dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau ainsi que celle du transport de bromure a été vérifiée en comparaison des résultats obtenus à l'aide d'HYDRUS-1D. De plus, les données de températures acquises par les capteurs implantés jusqu'à 50 cm de profondeur sont très bien simulées par Sol Virtuel, mais légèrement surestimées à 100 cm, bien que cela ait moins d'impact qu'en surface étant donné la réduction croissante de l'activité microbienne avec la profondeur. La simulation de la lixiviation des nitrates observée suite à l'apport de PRO réalisé en février 2013 a tout d'abord été effectuée sur la parcelle TEMOIN, avec les paramètres établis à l'aide de

CANTIS qui permettent de caractériser la décomposition de la matière organique humifiée et en prenant en compte des stocks initiaux d'azote minéral établis à partir d'une campagne de reliquats azotés réalisée quelques jours après l'épandage. La sous-estimation par le modèle de la production de nitrates constatée expérimentalement au cours du temps nous a amené à considérer une valeur du taux de décomposition de la HOM (K_H) légèrement plus élevée (0.00023 j^{-1}) que celle optimisée à l'aide de CANTIS (0.00017 j^{-1}). Nous avons également pu remarquer que, du fait de l'absence de répétition, les résultats des prélèvements réalisés dans le cadre des campagnes de reliquats n'ont pas permis l'obtention d'informations précises quant aux stocks réels de nitrates par tranche de 30 cm bien que l'établissement d'un stock cohérent sur un profil de sol global puisse être constaté. Au final de légères modifications des quantités initiales de nitrates renseignées tous les 30 cm à t_0 ont permis une modélisation satisfaisante de la dynamique des ions nitrates observée expérimentalement sur les trois parcelles en sol nu suite au premier apport de PRO, du 22/02/2013 au 01/08/2014, date de mise en place du second épandage des PRO BOUE et DVB. La dynamique des nitrates constatée suite à celui-ci a également été convenablement simulée à partir du scénario ayant permis la modélisation du premier apport et en prenant les données simulées par Sol Virtuel au 01/08/2014 comme teneurs en azote minéral initiales du profil à t_0. Nous observons toutefois que la modélisation des résultats expérimentaux des campagnes réalisées 85 et 138 jours après le second épandage, et ne comprenant que trois répétitions pour chaque prélèvement effectués tous les 10 cm, est moins fidèle que celle obtenues lorsque plus d'échantillonnages sont effectués, soulignant de ce fait l'importance de réaliser au minimum huit prélèvements tous les 10 cm sur chaque parcelle pour permettre un suivi précis de la lixiviation des nitrates après des apports de PRO. En définitive, l'ensemble des résultats obtenus souligne la pertinence générale des paramètres optimisés à l'aide de CANTIS à partir d'expérimentations menées au laboratoire pour la description de la minéralisation de l'azote organique et la lixiviation des nitrates observée *in situ*, bien qu'un calage manuel du taux de décomposition de la matière organique humifiée (K_H) ait été nécessaire durant la procédure d'optimisation.

| IV | À dose équivalente apportée, nous avons pu constater un effet marqué des apports de PRO sur la minéralisation de l'azote organique, avec une production de quantités de nitrates dans l'horizon de surface des parcelles BOUE et DVB plus élevée de respectivement 124 et 87 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ que la parcelle TEMOIN, durant les 709 jours de l'étude. Cependant, le principal vecteur de production des nitrates diffère selon le type de PRO épandu, avec (*i*) l'apport de matière organique fraîche par le PRO BOUE peu stable qui est responsable de 75 % des écarts entre les productions de nitrates constatées sur les parcelles BOUE et TEMOIN suite aux deux épandages ; (*ii*) la minéralisation de la matière organique humifiée sur la parcelle DVB et donc les effets des apports du PRO DVB mis en place au rythme biennal sur le site depuis 2001 et qui explique 91 % de la minéralisation de l'azote organique responsable des écarts constatés avec la parcelle TEMOIN. Enfin, un impact des apports est également caractérisable sur la lixiviation des nitrates observée au-delà de 165 cm durant approximativement deux ans et suite à deux apports de PRO. En effet, respectivement 61.7 et 57.4 % des nitrates issus de la minéralisation de l'azote organique du sol (HOM + FOM) et du stock initial présent dans le profil 0–165 cm à t_0 ont été lixiviés sous 165 cm pour les parcelles BOUE et DVB contre

53.2 % pour la parcelle TEMOIN. Ces résultats rejoignent les conclusions effectuées suite aux analyse de la minéralisation du carbone et de l'azote organiques des PRO au laboratoire quant au fait de raisonner les dates d'apport en fonction de celle du semis pour éviter (*i*) un risque de « faim d'azote », à travers l'organisation constatée durant les premières semaines suivant un apport de DVB ; (*ii*) une lixiviation de quantités considérables de nitrates au cours des premiers mois qui suivent l'apport de BOUE et induite par une minéralisation nette rapide de l'azote organique de ce PRO.

|V| En accord avec les observations effectuées suite à l'étude de la dynamique des ions bromures, nous remarquons que les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques sont également généralement décalées selon la position nord-sud des cases lorsque celles-ci sont étudiées en fonction des drainages cumulés. Ceci vient une nouvelle fois avancer le fait que la reconstitution des cases fin 1983 a probablement été effectuée de manière identique 3 par 3. Un effet des apports de PRO a été caractérisé sur les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage et les flux cumulés avec une lixiviation plus marquée sur les cases concernées par des épandages de PRO BOUE. De plus, comme pour les parcelles en sol nu, la cohérence des simulations des transferts d'eau et de la dynamique des ions bromures entre HYDRUS-1D et Sol Virtuel a également été vérifiée sur les cases lysimétriques. De par l'impossibilité d'échantillonnage du sol, les paramètres et conditions initiales optimisés sur CANTIS à partir des données issues des parcelles ont été utilisés pour décrire la décomposition de la MO dans le sol de chaque case lysimétrique pour un apport considéré à hauteur de la dose réglementaire (170 kg $N.ha^{-1}$). À partir des conclusions des études effectuées concernant le transport des ions bromures, nous avons pu estimer que les premières traces de nitrates lixiviés dans l'eau de drainage suite à la minéralisation de l'azote organique des PRO épandus le 20/02/2013 ne sont visibles qu'après approximativement 90 mm drainés depuis l'apport et donc à la reprise de drainage observée en septembre 2013. De ce fait, et en l'absence d'informations quant aux stocks initiaux en nitrates dans les différents horizons composant le profil de sol de chaque case, ceux-ci ont été délibérément considérés comme nuls sur 0-100 cm à J_0, entraînant une sous-estimation initiale par le modèle des concentrations et flux retrouvés expérimentalement sur les Cases DVB et TEMOIN, bien que la dynamique de lixiviation simulée soit relativement proche de celle constatée expérimentalement. Finalement, la prise en compte de teneurs initiales en nitrates identiques à celles renseignées sur le profil 0-60 cm des parcelles correspondantes et de la valeur calée du taux de décomposition de la matière organique humifiée (K_H = 0.00023 j^{-1}) a permis l'obtention d'une bonne description de la lixiviation des nitrates retrouvés dans l'eau sur une majorité des cases lysimétriques et notamment après 250 mm drainés. Il semble par conséquent que la décomposition de la matière organique dans le sol des six cases lysimétriques puisse être convenablement simulée à l'aide des paramètres et des conditions initiales calés sur CANTIS à partir de prélèvements de sol effectués sur les parcelles. Cependant, l'état hydrique constamment proche de la saturation sur 40-100 cm engendre un risque élevé de dénitrification dans le fond du profil des cases, cette dénitrification ayant notamment pu s'opérer sur la période de juin à septembre 2013 et être plus marquée sur les Cases BOUE (3 et 6), du fait de stocks de nitrates sans doute plus importants dans les différents horizons du profil.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Les préoccupations quant à la baisse du taux de matière organique des sols, dont l'agriculture intensive et la fertilisation minérale associée sont en grande partie responsables, ont engendré un intérêt grandissant concernant le retour au sol des produits résiduaires organiques (PRO), et notamment ceux d'origine urbaine, compte tenu de leur intérêt agronomique lié à leur valeur fertilisante et amendante. C'est ainsi qu'en 2014, près de 60 % des boues de stations d'épuration urbaines (STEU) produites dans le Haut-Rhin ont fait l'objet d'un épandage agricole, dont 90 % sous forme compostée, principalement avec des déchets verts. Les apports répétés de PRO sont susceptibles de contribuer aux pertes azotées des terres arables, dont l'agriculture représente aujourd'hui la source dominante via la lixiviation des nitrates. Le ruissellement et la lixiviation des nitrates d'origine anthropique sont responsables d'une contamination généralisée des eaux de surfaces et souterraines européennes ayant mené à la mise en place de la Directive Nitrates (91/676/CEE) qui impose des programmes d'actions incitant à l'application des bonnes pratiques agricoles, avec notamment des quantités d'azote apportées ne pouvant dépasser 170 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. En France, si environ 70 % de la SAU du territoire est placée en zone vulnérable, les mesures prises jusqu'à présent ne semblent pas avoir encore d'impact marqué sur l'amélioration de l'état des nappes phréatiques. C'est notamment le cas de la nappe phréatique rhénane, ressource naturelle particulièrement vulnérable, qui permet pourtant d'assurer 75 % des besoins en eau potable de la région Alsace, soulignant par conséquent les efforts qui restent à poursuivre pour aboutir à une gestion adaptée des terres agricoles sur l'ensemble du territoire.

C'est dans ce contexte, développé plus largement dans la synthèse bibliographique de ce travail de doctorat, qu'ont été étudiés les effets d'apports répétés d'une boue de STEU (BOUE) et de la même boue compostée avec des déchets vertes (DVB) sur les propriétés hydriques et le transport de solutés, en particulier des nitrates, dans un sol nu caractéristique des sols limoneux de la plaine d'Alsace.

Pour ce faire, un dispositif agronomique situé à l'INRA de Colmar a été utilisé durant près de trois années. Ce dispositif comprend (*i*) trois parcelles de 90 m^2 (BOUE, DVB et TEMOIN) instrumentées fin 2012 avec du

matériel de suivi hydrique (tensiomètres, sondes TDR) à huit profondeurs (10, 20, 37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm) ; (*ii*) six cases lysimétriques de 4 m^2 en place depuis 1983, qui permettent l'étude des mêmes modalités que les parcelles (2 répétitions), un suivi précis des drainages par des compteurs de débit et dont les deux Cases TEMOIN ont été instrumentées avec du matériel de suivi hydrique à partir de mars 2009.

Les conclusions générales qui peuvent être tirées de l'étude réalisée sur les parcelles sont les suivantes :

⇨ **Aucun effet significatif des apports de PRO, effectués au rythme biennal depuis 2001 sur les parcelles et à hauteur de 170 kg $N.ha^{-1}$, ne peut être souligné sur les propriétés physiques du sol (masse volumique apparente, rétention en eau, conductivité hydraulique à saturation).**

Suite aux prélèvements opérés fin 2012 aux profondeurs instrumentées à l'aide de la méthode des cylindres, aucune différence significative n'a pu être établie entre les masses volumiques apparentes (ρ_b) et les propriétés de rétention en eau de l'horizon de surface et de subsurface de la parcelle non concernée par les apports en comparaison de celles amendées. Néanmoins, l'influence des apports semble être masquée par les variabilités structurales et de porosité de l'horizon soumis au travail du sol, dont un effet significatif sur les valeurs de ρ_b a pu être souligné au travers de prélèvements effectués avant et après un labour. Enfin, l'examen des valeurs de la conductivité hydraulique à saturation (K_s), réalisé uniquement à chaque profondeur instrumentée sur la parcelle TEMOIN, a confirmé la variabilité spatiale très importante associée à la détermination de K_s, particulièrement dans un horizon (*i*) travaillé (LAca) ; (*ii*) dont la composition texturale est variable (SCca-2).

⇨ **Un effet significatif des apports de PRO, effectués au rythme biennal depuis 2001 sur les parcelles et à hauteur de 170 kg $N.ha^{-1}$, est mis en évidence sur les propriétés chimiques du sol.**

Contrairement aux propriétés physiques, l'influence des épandages est nettement plus visible sur les propriétés chimiques du sol. Des différences significatives des principaux paramètres caractérisant la valeur agronomique du sol ont effectivement été établies entre l'horizon LAca de la parcelle TEMOIN et celui des parcelles BOUE et DVB. C'est notamment le cas du pH, de la CEC et des teneurs en éléments majeurs (C et N) et principaux macroéléments (K et Mg) du sol, avec une intensité de l'effet des apports d'autant plus marquée que la matière organique du PRO est stable et contribue par conséquent à l'enrichissement du stock de MO humifiée du sol (DVB > BOUE).

⇨ **Un travail chronophage d'exploitation des données de potentiel matriciel et de teneur en eau, comprenant notamment la mise en place de suivis gravimétriques pour l'étalonnage des sondes TDR, a été nécessaire pour l'obtention de données instrumentales fiables.**

Plus de la moitié des tensiomètres implantés dans les profils de sol fin 2012 ne permettent plus l'acquisition de données de potentiel matriciel jugées fiables début 2015, mettant par conséquent en avant la robustesse limitée de ces instruments et remettant en cause la méthodologie d'instrumentation initiale, consistant à enterrer l'ensemble du matériel de suivi hydrique. De plus, le bruit sur le signal ainsi que les sauts suspects

observés sur les données de teneur en eau fournies par les sondes TDR ont rendu nécessaire la mise en place de suivis gravimétriques opérés entre septembre 2013 et février 2015. Au nombre de onze, ceux-ci ont permis l'étalonnage des teneurs en eau des profondeurs instrumentées (*i*) sous l'horizon de surface selon une droite d'équation de type y= ax+b ; (*ii*) dans l'horizon travaillé par l'application de coefficients correctifs $\frac{\theta_{Réelle}}{\theta_{TDR}}$ selon les périodes d'enlèvement et de remise en place des sondes TDR entre deux dates de travail du sol.

⇨ **Des jeux de paramètres hydrodynamiques (θ_r, θ_s, α, n et K_s) obtenus à partir de données texturales et de capacité de rétention en eau du sol établies par analyse au laboratoire ne permettent pas de décrire convenablement les dynamiques du potentiel matriciel et de la teneur en eau du sol observées *in situ*.**

Cependant, les valeurs des paramètres moyens et bornes établis via RetC ont pu être utilisées comme base initiale de la procédure d'optimisation réalisée par méthode inverse à l'aide d'HYDRUS-1D. Les valeurs ainsi optimisées ont permis de simuler les dynamiques instrumentales mesurées aux huit profondeurs instrumentées de manière satisfaisante. L'allure des courbes θ(h) établies à partir des paramètres optimisés reste cohérente avec celle obtenue en considérant les données instrumentales et vient donc mettre en avant (*i*) la rétention en eau légèrement plus élevée des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface des parcelles amendées par rapport à la parcelle TEMOIN, notamment à 20 cm ; (*ii*) les surestimations des teneurs en eau réelles par des mesures réalisées au laboratoire à partir de prélèvements opérés selon la méthode des cylindres ; (*iii*) la nécessité de discrétiser le profil de sol en autant de matériaux que de profondeurs instrumentées, compte tenu de la forte variabilité verticale de la rétention en eau, qui diffère non seulement entre les horizons d'une même parcelle mais également à l'intérieur d'un même horizon.

⇨ **Aucun effet significatif des apports des PRO n'est observé sur la profondeur moyenne de migration d'un soluté inerte conservatif, l'étalement du profil de concentration ou la dispersivité associés aux prélèvements réalisés lors des campagnes de suivi de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu.**

Les études ont été effectuées à partir du calage par méthode inverse des paramètres de vitesse moyenne de l'eau dans les pores et du coefficient de dispersion à l'aide de CXTFIT. Ceci a été réalisé en se basant sur les résultats des campagnes d'échantillonnage réalisées entre 112 et 699 jours après l'apport, en prenant en compte un transport décrit par l'équation de convection-dispersion (CDE) et basé sur un écoulement permanent. Ces études ont néanmoins permis (*i*) la mise en évidence d'une dynamique cohérente par rapport aux conditions météorologiques ; (*ii*) de souligner la présence d'une quantité plus importante d'ions bromures proche du fond du labour après le travail du sol réalisé à t_0 ; (*iii*) la prise en compte de valeurs de dispersivités propres à chaque horizon du profil de sol.

⇨ **L'équation de convection-dispersion permet de convenablement simuler la dynamique des ions bromures observée sur les parcelles en sol nu après quatre campagnes de suivi.**

Au terme des scénarios d'optimisation mis en place à l'aide d'HYDRUS-1D, les simulations retranscrivant le plus fidèlement les données expérimentales ont été obtenues (*i*) suite au calage manuel des dispersivités spécifiquement à chaque horizon de chaque parcelle ; (*ii*) en considérant la présence initiale du traceur uniquement sur les dix derniers cm de l'horizon de surface (18-28 cm) ; (*iii*) avec les doses d'ions bromures estimées lors de l'apport (50g.m^{-2}) pour les parcelles DVB et TEMOIN et une dose apportée de 55 g.m^{-2} pour la parcelle BOUE ; (*iv*) avec comme condition à la limite supérieure d'HYDRUS-1D une évaporation réelle corrigée à partir de l'évapotranspiration de Penman-Monteith selon la méthode établie par la FAO.

⇨ **Un même jeu de paramètres permet de simuler, à l'aide de CANTIS, la décomposition de la matière organique des sols prélevés avant les épandages, ainsi que du sol de la parcelle TEMOIN auquel ont été incorporés les PRO BOUE et DVB apportés en février 2013 et en août 2014.**

Il est toutefois nécessaire de définir précisément les conditions initiales du modèle à partir des résultats, pour chaque épandage, (*i*) des fractionnements biochimiques van Soest de la matière organique de chacun des PRO ; (*ii*) des cinétiques de minéralisation du C et du N organiques obtenues par incubation au laboratoire ; (*iii*) du suivi des teneurs en matière organique de l'horizon de surface au cours du temps et des ratios N/C associés ; (*iv*) de l'évolution de la biomasse microbienne du sol. En outre, un maximum de paramètres ont également été gardés constants par rapport aux travaux de la littérature. Seuls le taux de décomposition de la matière organique humifiée (K_H) et le taux de mortalité de la biomasse autochtone (K_A) ont dû être calés manuellement, limitant de ce fait la transposabilité de la totalité des paramètres à l'étude de la décomposition de la matière organique dans des sols aux propriétés physico-chimiques distinctes.

⇨ **Les paramètres obtenus à l'aide de CANTIS à partir d'expérimentations menées au laboratoire permettent une bonne description de la lixiviation des nitrates observée *in situ,* sur les trois parcelles en sol nu et pour les deux épandages de PRO.**

Les modélisations ont été effectuées à l'aide de la plateforme Sol Virtuel, après vérification de la cohérence des simulations des dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau ainsi que celle du transport des ions bromures par rapport à celles obtenues via HYDRUS-1D et suite à la simulation des données de température acquises par les capteurs implantés sur chaque parcelle. Cependant, la légère sous-estimation par le modèle de la production de nitrates constatée expérimentalement dans l'horizon de surface au cours du temps nous a amené à considérer une valeur du taux de décomposition de la matière organique humifiée (K_H) légèrement plus élevée que celle optimisée à l'aide de CANTIS. De plus, et du fait de l'absence de répétition, les résultats des prélèvements réalisés dans le cadre des campagnes de reliquats azotés ne permettent pas l'obtention d'informations précises quant aux stocks réels de nitrates par tranche de 30 cm bien que l'établissement d'un stock cohérent sur un profil de sol global puisse être effectué. Ceci nous a conduits à réajuster les quantités initiales de nitrates renseignées tous les 30 cm à t_0 pour permettre une meilleure description de la lixiviation des nitrates constatée suite au premier apport réalisé en février 2013.

À dose équivalente apportée, un effet des apports de PRO est souligné sur la production et la lixiviation des nitrates observées sur des parcelles amendées, par rapport à la parcelle TEMOIN.

Le principal vecteur de production des nitrates diffère selon le type de PRO épandu, avec (*i*) l'apport de matière organique fraîche par le PRO BOUE ; (*ii*) la minéralisation de la matière organique humifiée sur la parcelle DVB et donc les effets des apports du PRO DVB mis en place au rythme biennal sur le site depuis 2001. Concernant la lixiviation des nitrates observée au-delà de 165 cm durant approximativement deux ans et suite à deux apports de PRO, respectivement 61.7 et 57.4 % des nitrates issus de la minéralisation de l'azote organique du sol et du stock initial présent dans le profil 0–165 cm à t_0 ont été lixiviés sous 165 cm pour les parcelles BOUE et DVB, contre 53.2 % pour la parcelle TEMOIN. Les résultats soulignent finalement la nécessité de raisonner les dates d'apport en fonction de celle du semis pour éviter (*i*) un risque de « faim d'azote », à travers l'organisation constatée durant les premières semaines suivant un apport de DVB ; (*ii*) une lixiviation de quantités considérables de nitrates au cours des premiers mois qui suivent l'apport de BOUE.

Les conclusions générales qui peuvent être tirées de l'étude réalisée sur les cases lysimétriques sont les suivantes :

La mise en place de compteurs de débit permet de mettre en évidence (*i*) un fonctionnement hydrique similaire selon l'alignement est-ouest des cases lysimétriques (1-2-3 ; 4-5-6) ; (*ii*) l'absence d'effet des apports de PRO sur la dynamique de drainage.

Nous pouvons donc penser que la reconstitution des cases, réalisée fin 1983 à partir du sol de l'essai terrain en place à l'époque, a été réalisée selon une même méthodologie uniquement trois par trois. Finalement, une étude durant approximativement deux ans met en évidence des différences maximales de l'ordre de 10 % entre les drainages cumulés constatés pour les cases concernées par un même apport. Enfin, l'effet des apports de PRO sur la dynamique de drainage peut être masqué par le fait que les Cases TEMOIN ont été perturbées par la mise en place de l'instrumentation pour le suivi hydrique (tensiomètres, sondes TDR).

Contrairement à un dispositif de plein champ, la correction des données de teneur en eau fournies par les sondes TDR implantées sur le profil d'une case lysimétrique n'est pas possible.

En l'absence de phénomène de compaction et de de déplacement des sondes au cours du temps, aucun saut suspect des données de teneur en eau n'est observé sur les cases instrumentées tandis que les dynamiques instrumentales restent cohérentes avec celles constatées en 2001 à l'aide de sondages neutroniques.

La perturbation du régime hydrique par la case lysimétrique engendre un état hydrique constamment proche de la saturation à partir de 40 cm de profondeur.

De ce fait, seules les dynamiques de potentiel matriciel et de teneur en eau des profondeurs instrumentées à 10 et 20 cm semblent réellement influencées par les conditions de surface (alternance pluie/évaporation).

Aucun effet des apports de PRO sur la dynamique hydrique du sol des cases lysimétriques ne peut être mis en évidence suite aux résultats des modélisations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D.

Il faut cependant préciser que les épandages ne sont effectués sur les cases lysimétriques que depuis 2009. De plus, les Cases DVB et BOUE n'étant pas instrumentées, seule la conductivité hydraulique à saturation (K_s) a été calée selon les données de drainages, les autres paramètres (θ_r, θ_s, α et n) ayant été obtenus à partir des optimisations réalisées selon les données instrumentales acquises sur les Cases TEMOIN.

Du fait du mouvement préférentiel du traceur induit par la perturbation du régime hydrique observée sur les cases lysimétriques, l'équation de convection-dispersion n'a pas permis de simuler, à l'aide d'HYDRUS-1D, la dynamique du bromure observée expérimentalement.

Seul un modèle considérant une région mobile et une autre immobile (MIM) a permis de décrire convenablement les concentrations en ions bromures et les flux associés retrouvés en sortie de cases en fonction des drainages cumulés. Dans ce but, une unique valeur de dispersivité, de teneur en eau immobile et de coefficient de transfert de masse a été calée manuellement pour l'ensemble des matériaux d'une même case.

Un effet des apports de PRO est nettement visible sur les concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques et les flux cumulés associés.

Comme sur les parcelles en sol nu, nous observons une lixiviation plus marquée pour les cases concernées par des épandages de PRO BOUE (3 et 6), avec des flux cumulés supérieurs de 10 à 20 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ par rapport aux Cases DVB (2 et 5) et de 40 à 50 kg $N\text{-}NO_3^-.ha^{-1}$ en plus par rapport aux Cases TEMOIN (1 et 4), pour des échantillonnages d'eau de drainage réalisés entre septembre 2013 et février 2015.

La décomposition de la matière organique dans le sol des six cases lysimétriques peut être convenablement simulée à l'aide des paramètres et des conditions initiales calés sur CANTIS à partir de prélèvements de sol effectués sur les parcelles.

Il semble cependant que l'état hydrique constamment proche de la saturation à partir 40 cm de profondeur engendre un risque de dénitrification dans le fond du profil des cases lysimétriques.

L'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce travail de thèse laisse entrevoir de nombreuses perspectives de recherche qui pourront être mises en place à plus ou moins long terme.

Tester la paramétrisation du modèle Sol Virtuel établie dans le cadre de ce travail de doctorat.

Au vu les nombreux problèmes rencontrés avec les instruments implantés dans le profil de chacune des trois parcelles en sol nu, l'ensemble des données de potentiel matriciel et de teneur en eau acquises durant la période de modélisation a été pris en compte dans le cadre du calage par méthode inverse des paramètres hydrodynamiques propres à chacun des huit matériaux, réalisés à l'aide d'HYDRUS-1D. Il sera intéressant d'étudier si les paramètres établis suite à ces calages permettent de décrire précisément les dynamiques

instrumentales acquises à partir de février 2015, et notamment les épisodes d'assèchement du sol sous l'horizon de surface, ces derniers ayant été très rares au cours des travaux de thèse.

Comparer les résultats avec ceux obtenus suite à la prise en compte d'une condition à la limite inférieure de type drainage libre sur les parcelles en sol nu.

Le travail de modélisation réalisé sur les parcelles en sol nu a été effectué en considérant les données journalières de potentiel matriciel fournies par les tensiomètres implantés à 165 cm comme condition à la limite inférieure du modèle. Prendre en compte une condition de drainage libre, en considérant par exemple un dernier matériau composé de sables grossiers et aux propriétés similaires à celui des cases lysimétriques, pourrait également permettre l'obtention de simulations satisfaisantes de la dynamique hydrique et du transport de solutés observés expérimentalement, tout en ne rendant plus nécessaire le renseignement de données instrumentales pour le fonctionnement du modèle.

Étudier l'évolution du bilan azoté pour les six épandages de PRO BOUE et DVB effectués entre 2001 et 2013 et pour ceux mis en place à partir de 2016 sur les parcelles en sol nu.

Des campagnes de reliquats azotés et des prélèvements de la solution du sol à 140 cm à l'aide de bougies poreuses sont réalisés à intervalles réguliers sur les parcelles en sol nu depuis 2001. Les résultats obtenus à partir des modélisations de la décomposition de la matière organique et de la lixiviation des nitrates dans le sol pour les deux épandages de PRO BOUE et DVB effectués en février 2013 et en août 2014 pourront être utilisés pour tenter d'étudier la dynamique de l'azote observée depuis 2001, à partir des données disponibles. De même, et pour peu qu'une caractérisation de chaque PRO apporté soit effectuée au laboratoire (fractionnements biochimiques, cinétiques de minéralisation du C et du N organiques par incubation), les quantités de nitrates produites dans l'horizon de surface et lixiviées au-delà de 165 cm pourront être quantifiés pour les futurs épandages, à l'aide de la plateforme Sol Virtuel.

Vérifier si les propriétés hydriques et de transport des solutés d'une case lysimétrique sont comparables à celles d'une parcelle en place.

Après avoir étudié l'influence des apports de PRO sur la dynamique hydrique et le transport des solutés spécifiquement à un dispositif de plein champ et à un système de cases lysimétriques, il sera intéressant de vérifier si les propriétés de transferts d'eau et le transport de solutés constatés sur une case lysimétrique sont comparables à ceux observés sur une parcelle. Cela pourra notamment être réalisé en appliquant les paramètres hydrodynamiques optimisés sur une parcelle, à l'aide d'HYDRUS-1D, au sol de la case, et réciproquement. En outre, le transport unidimensionnel des solutés n'a pu être convenablement simulé sur les cases lysimétriques qu'avec la prise en compte d'un modèle eau mobile – eau immobile, et non à l'aide de l'équation de convection dispersion contrairement aux parcelles. Ainsi, l'utilisation d'un modèle 3D considérant la géométrie exacte de la case pourra vraisemblablement permettre d'étudier si la dynamique des solutés observée sur parcelles et cases lysimétriques ne peut effectivement être convenablement simulée qu'en considérant deux modèles de transport différents.

Se servir des cases lysimétriques pour mettre en place des études préliminaires concernant le transport dans le sol de polluants émergentes initialement contenues dans les PRO.

En effet, la récupération de la totalité de l'eau de drainage et le suivi précis des drainages via les compteurs de débit permettront d'estimer précisément les flux de nombreuses substances émergentes retrouvées dans les boues et les composts de boues (HAP, PCB, PBDE, composés pharmaceutiques, etc…) et donc susceptibles d'être lixiviées dans le sol suite à des apports de PRO. Souvent plus aisément quantifiables dans les matrices aqueuses que dans les sols, nous pourrions ainsi imaginer mettre en place un screening des molécules émergentes dans l'eau de drainage après épandage, pour pouvoir ensuite effectuer des études ciblées sur un dispositif de plein champ, selon les résultats obtenus sur les cases lysimétriques.

Étudier la conservation des nitrates dans l'eau de drainage des cases lysimétriques en prenant en compte de nouvelles modalités.

N'ayant pu être souligné par les deux tests réalisés durant la thèse, le risque de dénitrification dans l'eau de drainage des cases lysimétriques est pourtant bien présent. Une nouvelle étude pourrait être effectuée avec des informations sur les teneurs en nitrates et en carbone organique dissous dans l'eau de drainage à J_0 et en intégrant une modalité « agitation » permettant d'étudier l'effet de l'homogénéisation des flacons. Le pH de l'eau pourrait également être surveillé au cours de la manipulation, la dénitrification s'accompagnant d'une acidification de l'eau due au rejet de gaz carbonique et de sulfate par les bactéries.

Se baser sur la méthodologie développée au cours de ce travail de thèse pour étudier l'influence des apports répétés de PRO sur la dynamique hydrique, la décomposition de la matière organique et la lixiviation des nitrates observées sur des parcelles cultivées.

Trois parcelles cultivées (BOUE, DVB et TEMOIN) ont été instrumentées fin 2013 selon un schéma identique à celui des sols nus. Un stage de master, réalisé début 2015, a permis l'exploitation des données de masse volumique apparente, de rétention en eau, de conductivité hydraulique à saturation ainsi que des caractéristiques physico-chimiques des trois sols étudiés, à partir des nombreux prélèvements réalisés au cours de l'instrumentation. Une première estimation des paramètres hydrodynamiques propres à l'ensemble des matériaux définis pour chacune des trois parcelles a pu être établie à partir de calages réalisés par méthode inverse à l'aide d'HYDRUS-1D et prenant en compte l'influence de la culture selon des paramètres obtenus via le modèle STICS. Il sera néanmoins nécessaire d'effectuer des suivis gravimétriques (*i*) entre chaque travail du sol pour étalonner les données de teneur en eau fournies par les sondes implantées dans l'horizon de surface ; (*ii*) pour un état hydrique du sol peu humide et sec pour les profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface, des données pour un sol humide étant déjà disponibles. La mise en place de campagnes de prélèvement régulières, qui comportent au minimum huit échantillonnages sur chaque parcelle et permettant l'étude des teneurs en nitrates tous les 10 cm sur 0-160 cm, est également conseillée pour suivre précisément la lixiviation des nitrates sur un profil de sol donné au cours du temps. Au final, une estimation précise du bilan azoté devrait pouvoir être obtenue sur chacune des parcelles cultivées en prenant en compte l'influence de la croissance de la plante sur les transferts d'eau et la lixiviation des nitrates dans le sol.

BIBLIOGRAPHIE

A-B

Abbaspour, K.C., Sonnleitner, M.A., Schulin, R., 1999. Uncertainty in Estimation of Soil Hydraulic Parameters by Inverse Modeling: Example Lysimeter Experiments. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 501. doi:10.2136/sssaj1999.03615995006300030012x

Abdou, H.M., Flury, M., 2004. Simulation of water flow and solute transport in free-drainage lysimeters and field soils with heterogeneous structures. Eur. J. Soil Sci. 55, 229–241. doi:10.1046/j.1365-2389.2004.00592.x

Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. Soil Biol. Biochem. 41, 1–12. doi:10.1016/j.soilbio.2008.09.015

Achat, D.L., Sperandio, M., Daumer, M.-L., Santellani, A.-C., Prud'Homme, L., Akhtar, M., Morel, C., 2014. Plant-availability of phosphorus recycled from pig manures and dairy effluents as assessed by isotopic labeling techniques. Geoderma 232–234, 24–33. doi:10.1016/j.geoderma.2014.04.028

Adani, F., Tambone, F., 2005. Long-term effect of sewage sludge application on soil humic acids. Chemosphere 60, 1214–1221. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.02.031

ADEME, 2012. Installations de Traitement des Ordures Ménagères (ITOM) : résultats 2010. Angers: ADEME, 16 p.

ADEME, 2014. Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour le climat. Collectivités territoriales et monde agricole – Connaître et agir. ADEME Éditions, Juin 2014, 15 p.

ADEME, 2015. Chiffres-clés déchets en France. Edition 2015, Angers : ADEME, 96 p.

AFNOR, 2002. Norme Française NF U44-095, Amendements organiques-Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2006. Norme Française NF U44-051, Amendements organiques. Dénominations, spécifications et marquage. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2007. Norme Française NF ISO 14256-2. Qualité du sol-Dosage des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans des sols bruts par extraction avec une solution de chlorure de potassium-Partie 2 : méthode automatisée avec analyse en flux segmenté. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009a. Norme Française NF U44-163. Amendements organiques et supports de culture-Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009b. Norme Française NF U44-162. Amendements organiques et supports de culture-Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009c. Norme Française NF EN ISO 10304-1, Qualité de l'eau-Dosage des anions dissous par chromatographie des ions en phase liquide-Partie 1 : dosage du bromure, chlorure, fluorure, nitrate, nitrite, phosphate et sulfate. AFNOR, Paris.

Agence de l'eau Seine-Normandie, 2011. La cascade de l'azote dans le bassin de la Seine: comprendre les processus pour inverser les tendances. Programme PIREN-SEINE, 58 p.

Aggelides, S.M., Londra, P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. Bioresour. Technol. 71, 253–259. doi:10.1016/S0960-8524(99)00074-7

Agreste, 2014. Enquête Pratiques culturales 2011. Les Dossiers n°21 – Juillet 2014. Agreste, 70 p.

Alakukku, L., Weisskopf, P., Chamen, T., 2003. Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: A review Part 1. Machine/soil interactions. Soil Tillage Res. 73, 145–160. doi:10.1016/S0167-1987(03)00107-7

Albrecht, R., 2007. Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts: Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique (Thèse de doctorat). Université de droit, d'économie et des sciences-Aix-Marseille III.

Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Bernal, M.P., 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. Agric. Ecosyst. Environ., Recycling of organic resudues to agriculture 160, 15–22. doi:10.1016/j.agee.2011.03.007

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. FAO Irrigation and drainage paper No. 56. Rome Food Agric. Organ. U. N. 26–40.

Alletto, L., Coquet, Y., 2009. Temporal and spatial variability of soil bulk density and near-saturated hydraulic conductivity under two contrasted tillage management systems. Geoderma 152, 85–94. doi:10.1016/j.geoderma.2009.05.023

Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. Eur. J. Soil Biol., A collection of application-related papers from the conference "Microbiology of Composting" 39, 107–116. doi:10.1016/S1164-5563(03)00026-8

Amoozegar, A., 1989. A Compact Constant-Head Permeameter for Measuring Saturated Hydraulic Conductivity of the Vadose Zone. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 1356. doi:10.2136/sssaj1989.03615995005300050009x

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010. Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. J. Environ. Qual. 39, 713–724. doi:10.2134/jeq2009.0329

Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries 25, 704–726. doi:10.1007/BF02804901

Andrés, P., Mateos, E., Tarrasón, D., Cabrera, C., Figuerola, B., 2011. Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. Appl. Soil Ecol. 48, 236–242. doi:10.1016/j.apsoil.2011.03.001

Angers, D.A., Chantigny, M.H., Rochette, P., Gagnon, B., 2006. Dynamics of soil water-extractable organic C following application of dairy cattle manures. Can. J. Soil Sci. 86, 851–858.

Angulo-Jaramillo, R., Vandervaere, J.-P., Roulier, S., Thony, J.-L., Gaudet, J.-P., Vauclin, M., 2000. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers: A review and recent developments. Soil Tillage Res. 55, 1–29. doi:10.1016/S0167-1987(00)00098-2

Annabi, M., 2005. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique (Thèse de doctorat). AgroParisTech.

Annabi, M., Le Bissonnais, Y., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 382–389. doi:10.1016/j.agee.2011.07.005

Antil, R.S., Bar-Tal, A., Fine, P., Hadas, A., 2011. Predicting Nitrogen and Carbon Mineralization of Composted Manure and Sewage Sludge in Soil. Compost Sci. Util. 19, 33–43. doi:10.1080/1065657X.2011.10736974

APRONA, 2009. Différentes aquifères d'Alsace. Association pour la protection de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace.

ARAA, 2012. Référentiel Régional Pédologique de la région Alsace. Association pour la Relance Agronomique en Alsace, 22 p.

Aran, D., Maul, A., Masfaraud, J.-F., 2008. A spectrophotometric measurement of soil cation exchange capacity based on cobaltihexamine chloride absorbance. Comptes Rendus Geosci. 340, 865–871. doi:10.1016/j.crte.2008.07.015

ARS, 2012. Abandons de captages utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine – Bilan Février 2012. Agence Régionale de Santé, 22 p.

ARS, 2013. La qualité de l'eau du robinet en France. Données 2012. Agence Régionale de Santé, 66 p.

ARS Alsace, 2010. Qualité de l'eau distribuée en Alsace. Agence Régionale de Santé, 17 p.

ARS Alsace, 2015. Qualité de l'eau du robinet – Année 2014. Eurométropole de Strasbourg, Colmar et environs. Agence Régionale de Santé, 4 p

Arthur, E., Cornelis, W.M., Vermang, J., De Rocker, E., 2011. Amending a loamy sand with three compost types: impact on soil quality. Soil Use Manag. 27, 116–123. doi:10.1111/j.1475-2743.2010.00319.x
Askegaard, M., Olesen, J. e., Kristensen, K., 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. Soil Use Manag. 21, 181–188. doi:10.1111/j.1475-2743.2005.tb00123.x
Audry, P., Combeau, A., Humbel, F.-X., Roose, E., Vizier, J.-F., 1972. Essai sur les études de dynamique actuelle des sols : définition, méthodologie, techniques, limitations actuelles, quelques voies de recherches possibles, Bulletin du Groupe de Travail sur la Dynamique Actuelle des Sols - ORSTOM. ORSTOM, Paris.
Bagarello, V., Sferlazza, S., Sgroi, A., 2009. Testing laboratory methods to determine the anisotropy of saturated hydraulic conductivity in a sandy–loam soil. Geoderma 154, 52–58. doi:10.1016/j.geoderma.2009.09.012
Baize, D., 2000. Guide des analyses en pédologie. Quae.
Baize, D., 2004. Petit lexique de pédologie. Quae.
Baize, D., Girard, M.-C., 2008. Référentiel pédologique. Quae.
Balota, E.L., Machineski, O., Matos, M.A., 2012. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. Rev. Bras. Eng. Agric. E Ambient. 16, 487–496.
Barenblatt, G.I., Zheltov, I.P., Kochina, I.N., 1960. Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks [strata]. J. Appl. Math. Mech. 24, 1286–1303.
Baroni, G., Facchi, A., Gandolfi, C., Ortuani, B., Horeschi, D., Van Dam, J.C., 2010. Uncertainty in the determination of soil hydraulic parameters and its influence on the performance of two hydrological models of different complexity. Hydrol. Earth Syst. Sci. 14, 251–270.
Basile, A., Ciollaro, G., Coppola, A., 2003. Hysteresis in soil water characteristics as a key to interpreting comparisons of laboratory and field measured hydraulic properties. Water Resour. Res. 39.
Bastida, F., Moreno, J.L., GarcíA, C., HernáNdez, T., 2007. Addition of Urban Waste to Semiarid Degraded Soil: Long-term Effect. Pedosphere 17, 557–567. doi:10.1016/S1002-0160(07)60066-6
Bastida, F., Jindo, K., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C., 2012. Effects of organic amendments on soil carbon fractions, enzyme activity and humus–enzyme complexes under semi-arid conditions. Eur. J. Soil Biol. 53, 94–102. doi:10.1016/j.ejsobi.2012.09.003
Bear, J., 1972. Dynamics of Fluids In Porous Media. American Elsevier Publishing Company.
Bergström, L., 1990. Use of lysimeters to estimate leaching of pesticides in agricultural soils. Environ. Pollut. Barking Essex 1987 67, 325–347.
Bernal, M.P., Navarro, A.F., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. Soil Biol. Biochem. 30, 305–313. doi:10.1016/S0038-0717(97)00129-6
Besnard, K., 2003. Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes. Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire (Thèse de doctorat). Université Rennes 1.
Bhogal, A., Nicholson, F. a., Young, I., Sturrock, C., Whitmore, A.P., Chambers, B.J., 2011. Effects of recent and accumulated livestock manure carbon additions on soil fertility and quality. Eur. J. Soil Sci. 62, 174–181. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01319.x
Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., Anglade, J., 2013. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. Cah. Agric. 22, 272–281. doi:10.1684/agr.2013.0640
Bittelli, M., Salvatorelli, F., Pisa, P.R., 2008. Correction of TDR-based soil water content measurements in conductive soils. Geoderma 143, 133–142. doi:10.1016/j.geoderma.2007.10.022
Bittelli, M., Flury, M., 2009. Errors in Water Retention Curves Determined with Pressure Plates. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 1453. doi:10.2136/sssaj2008.0082
Blackshaw, R.E., Molnar, L.J., Larney, F.J., 2005. Fertilizer, manure and compost effects on weed growth and competition with winter wheat in western Canada. Crop Prot. 24, 971–980. doi:10.1016/j.cropro.2005.01.021
Blake, G.R., and Hartge, K.H, 1986a. Bulk Density. In A. Klute (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1 - Physical and Mineralogical Methods Second Edition. American Society of Agronomy, Madison WI.
Blake, G.R., and Hartge, K.H, 1986b. Particle Density. In A. Klute (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1 - Physical and Mineralogical Methods Second Edition. American Society of Agronomy, Madison WI.
Blonquist Jr., J.M., Jones, S.B., Robinson, D.A., 2005. A time domain transmission sensor with TDR performance characteristics. J. Hydrol. 314, 235–245. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.04.005
BNPA, 2010. La pluviométrie. Base Numérique du Patrimoine d'Alsace

Bolan, N.S., Adriano, D.C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., Senesi, N., 2011. Dissolved Organic Matter: Biogeochemistry, Dynamics, and Environmental Significance in Soils, in: Advances in Agronomy. Elsevier, pp. 1–75.

Bonanomi, G., Antignani, V., Pane, C., Scala, F., 2007. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. J. Plant Pathol. 311–324.

Bormann, H., Klaassen, K., 2008. Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils. Geoderma 145, 295–302. doi:10.1016/j.geoderma.2008.03.017

Braker, G., Schwarz, J., Conrad, R., 2010. Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. FEMS Microbiol. Ecol. 73, 134–148. doi:10.1111/j.1574-6941.2010.00884.x

Brinton, W.F., Evans, E., Blewett, T.C., 2005. Herbicide Residues in Composts: pH and Salinity Affect the Growth of Bioassay Plants. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 75, 929–936. doi:10.1007/s00128-005-0839-0

Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124, 3–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.03.005

Bronswijk, J.J.B., Hamminga, W., Oostindie, K., 1995. Field-Scale Solute Transport in a Heavy Clay Soil. Water Resour. Res. 31, 517–526. doi:10.1029/94WR02534

Brooks, R.H., Corey, A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media and their relation to drainage design. Trans. ASAE 7, 26–28.

Buczko, U., Bens, O., Hüttl, R.F., 2006. Tillage Effects on Hydraulic Properties and Macroporosity in Silty and Sandy Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 1998. doi:10.2136/sssaj2006.0046

Bulluck, L.R., Barker, K.R., Ristaino, J.B., 2002. Influences of organic and synthetic soil fertility amendments on nematode trophic groups and community dynamics under tomatoes. Appl. Soil Ecol. 21, 233–250. doi:10.1016/S0929-1393(02)00089-6

Burdine, N.T., 1953. Relative Permeability Calculations From Pore Size Distribution Data. J. Pet. Technol. 5, 71–78. doi:10.2118/225-G

Burgin, A.J., Hamilton, S.K., 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. Front. Ecol. Environ. 5, 89–96. doi:10.1890/1540-9295(2007)5[89:HWOTRO]2.0.CO;2

Butt, K.R., 1999. Effects of thermally dried sewage granules on earthworms and vegetation during pot and field trials. Bioresour. Technol. 67, 149–154. doi:10.1016/S0960-8524(98)00103-5

C-E

Calvet, R., 2003. Le sol: propriétés et fonctions. France Agricole Editions.

Camargo, J.A., Alonso, Á., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environ. Int. 32, 831–849. doi:10.1016/j.envint.2006.05.002

Camberato, J.J., Gagnon, B., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Pan, W.L., 2006. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. Can. J. Soil Sci. 86, 641–653.

Cameira, M., 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern Portugal. Soil Tillage Res. 70, 131–140. doi:10.1016/S0167-1987(02)00154-X

Carter, M., Gregorich, E. (Eds.), 2007. Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition. CRC Press.

Casado-Vela, J., Sellés, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gomez, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. Waste Manag. 26, 946–952. doi:10.1016/j.wasman.2005.07.016

Cassel, D.K., Klute, A, 1986. Water Potential: Tensiometry. In Klute, A. (Ed): Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 9. Second Edition. Madison, Wisconsin USA, American Society of Agronomy - Soil Science Society of America. 563-596. ISBN 0-89118-088-5.

Caubel J., 2007. Modélisation de la dynamique de minéralisation du carbone et de l'azote de boue compostée ou non dans un sol : recherche de compartiments dynamique. Mémoire de fin d'études, Rennes, p.22.

Celik, I., Ortas, I., Kilic, S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. Soil Tillage Res. 78, 59–67. doi:10.1016/j.still.2004.02.012
Černý, R., 2009. Time-domain reflectometry method and its application for measuring moisture content in porous materials: A review. Measurement 42, 329–336. doi:10.1016/j.measurement.2008.08.011
Chalhoub, M., 2010. Effet de l'apport de composts sur la dynamique hydrique du sol, la disponibilité de l'azote pour la plante et le lessivage du nitrate: cas d'un sol limoneux cultivé du bassin parisien (Thèse de doctorat). AgroParisTech.
Chalhoub, M., Coquet, Y., Vachier, P., 2013. Water and bromide dynamics in a soil amended with different urban composts. Vadose Zone J. 12.
Chalhoub, M., Garnier, P., Coquet, Y., Mary, B., Lafolie, F., Houot, S., 2014. Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: Use of the PASTIS model to separate short and long-term effects. Soil Biol. Biochem. 65, 144–157.
Chalk, P.M., Magalhães, A.M.T., Inácio, C.T., 2013. Towards an understanding of the dynamics of compost N in the soil-plant-atmosphere system using 15N tracer. Plant Soil 362, 373–388. doi:10.1007/s11104-012-1358-5
Chan, K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity — implications for functioning in soils. Soil Tillage Res. 57, 179–191. doi:10.1016/S0167-1987(00)00173-2
Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. Aust. J. Soil Res. 45, 629–634. doi:10.1071/SR07109
Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. Geoderma, Ecological aspects of dissolved organic matter in soils 113, 357–380. doi:10.1016/S0016-7061(02)00370-1
Chapleur, O., 2012. Ingénierie écologique des communautés microbiennes de méthanisation des déchets lignocellulosiques (Thèse de doctorat). AgroParisTech.
Chow, L., Xing, Z., Rees, H.W., Meng, F., Monteith, J., Lionel, S., 2009. Field Performance of Nine Soil Water Content Sensors on a Sandy Loam Soil in New Brunswick, Maritime Region, Canada. Sensors 9, 9398–9413. doi:10.3390/s91109398
Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., others, 2013. Carbon and other biogeochemical cycles, in: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, pp. 465–570.
Ciesielski, H., Sterckeman, T., Santerne, M., Willery, J.P., 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. Agron.-Sci. Prod. Veg. Environ. 17, 9–16.
Clausnitzer, V., Hopmans, J.W., 1995. Non-linear parameter estimation: LM_OPT. Gen.-Purp. Optim. Code Based Levenberg–Marquardt Algorithm Land Air Water Resour Pap 100032.
Cleveland, C.C., Liptzin, D., 2007. C:N:P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? Biogeochemistry 85, 235–252. doi:10.1007/s10533-007-9132-0
Comparon, L., 2005. Etude experimentale des proprietes electriques et dielectriques des materiaux argileux consolides (Thèse de doctorat). Institut de physique du globe de paris - IPGP.
Cook, A.R., Posner, J.L., Baldock, J.O., 2007. Effects of Dairy Manure and Weed Management on Weed Communities in Corn on Wisconsin Cash-grain Farms. Weed Technol. 21, 389–395. doi:10.1614/WT-06-043.1
Coquet, Y., Coutadeur, C., Labat, C., Vachier, P., van Genuchten, M.T., Roger-Estrade, J., Šimůnek, J., 2005a. Water and Solute Transport in a Cultivated Silt Loam Soil : 1. Field Observations. Vadose Zone J. 4, 573. doi:10.2136/vzj2004.0152
Coquet, Y., Vachier, P., Labat, C., 2005b. Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. Geoderma 126, 181–191. doi:10.1016/j.geoderma.2004.09.014
573. doi:10.2136/vzj2004.0152
Coquet, Y., Šimůnek, J., Coutadeur, C., van Genuchten, M.T., Pot, V., Roger-Estrade, J., 2005c. Water and Solute Transport in a Cultivated Silt Loam Soil : 2. Numerical Analysis. Vadose Zone J. 4, 587. doi:10.2136/vzj2004.0153
Corbeels, M., Hofman, G., Van Cleemput, O., 1999. Simulation of net N immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. Biol. Fertil. Soils 28, 422–430.

Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Glob. Environ. Change, Traditional Peoples and Climate Change 19, 292–305. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Coutadeur, C., Coquet, Y., Roger-Estrade, J., 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. Eur. J. Soil Sci. 53, 619–628. doi:10.1046/j.1365-2389.2002.00473.x

Cowling, E.B., Galloway, J.N., 2002. Challenges and opportunities facing animal agriculture: Optimizing nitrogen management in the atmosphere and biosphere of the Earth. J. Anim. Sci. 31, 157–167.

Curtis H.L. and Defandorf F.M.: Dielectric constant and dielectric strength of elem entary substances, pure inorganic compounds, and air. E.D. Washburn (Ed.). International Critical Tables of Numerical Data, Physics, Chemistry and Technology. McGraw-Hill, New York 1929, 6, 73-107.

Dalal, R.C., 1998. Soil microbial biomass—what do the numbers really mean? Aust. J. Exp. Agric. 38, 649–665.

Dalton, F.N., Herkelrath, W.N., Rawlins, D.S., Rhoades, J.D., 1984. Time-domain reflectometry: simultaneous measurement of soil water content and electrical conductivity with a single probe. Science 224, 989–990. doi:10.1126/science.224.4652.989

Dane, J.H., and Hopmans, J.W, 2002. Pressure plate extractor. In Dane, J.H. and Topp, G.C. (ed.) Methods of soil analysis. Part 4. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI, 688–690.

Daniel, C., Wood, F.S., 1971. Fitting Equations to Data: Computer Analysis of Multifactor Data for Scientists and Engineers. John Wiley & Sons Canada, Limited.

Darcy, H., 1856. Les fontaines publiques de la ville de Dijon : exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau. Victor Dalmont, Paris.

David Suits, L., Sheahan, T., Sreedeep, S., Reshma, A., Singh, D., 2004. Measuring Soil Electrical Resistivity Using a Resistivity Box and a Resistivity Probe. Geotech. Test. J. 27, 11199. doi:10.1520/GTJ11199

Davidson, E.A., 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. Nat. Geosci. 2, 659–662. doi:10.1038/ngeo608

de Marsily, G., 1981. Hydrogéologie quantitative, Collection Sciences de la terre. Masson, Paris ; New York.

Denes, J., 2014. Modélisation couplée des phases de traitement par compostage et de recyclage agricole des matières organiques. (Thèse de doctorat). Université de Rennes.

De Vries, W., Kros, J., Reinds, G., Wieggers, R., Velthof, G., Oudendag, D., Lesschen, J., Nabuurs, G., Schelhaas, M., Perez Soba, M., Rienks, W., de Winter, W., van den Akker, J., Leip, A., Bakker, M., Verburg, P., Neumann, K., Liski, J., Eickhout, B., Bouwman, L., 2009. INTEGRATOR: A modelling tool for European-wide assessments of nitrogen and greenhouse gas fluxes in response to changes in land cover, land management and climate.Calculation procedures, application methodology and examples of scenario results. Alterra Wageningen UR, Wageningen, the Netherlands.

Debosz, K., Petersen, S.O., Kure, L.K., Ambus, P., 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. Appl. Soil Ecol. 19, 237–248. doi:10.1016/S0929-1393(01)00191-3

Delage, P., Romero, E., Tarantino, A., 2008. Recent developments in the techniques of controlling and measuring suction in unsaturated soils, in: Keynote Lecture, Proc. 1st Eur. Conf. on Unsaturated Soils. pp. 33–52.

Delin, G.N., Herkelrath, W.N., 2005. Use of Soil Moisture Probes to Estimate Ground Water Recharge at an Oil Spill Site1. JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc. 41, 1259–1277. doi:10.1111/j.1752-1688.2005.tb03799.x

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 401–422.

Dobriyal, P., Qureshi, A., Badola, R., Hussain, S.A., 2012. A review of the methods available for estimating soil moisture and its implications for water resource management. J. Hydrol. 458–459, 110–117. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.06.021

Domingo, J.L., Bocio, A., 2007. Levels of PCDD/PCDFs and PCBs in edible marine species and human intake: A literature review. Environ. Int. 33, 397–405. doi:10.1016/j.envint.2006.12.004

DREAL, 2014. Proposition de révision de la délimitation des Zones Vulnérables 2014. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.

DREAL Alsace, 2009. La qualité des cours d'eau en Alsace : 10 ans de suivi (1997-2007). Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.

Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. Glob. Change Biol. 18, 1781–1796. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x

Duong, T.T.T., Penfold, C., Marschner, P., 2012. Differential effects of composts on properties of soils with different textures. Biol. Fertil. Soils 48, 699–707. doi:10.1007/s00374-012-0667-4
Durner, W., 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resour. Res. 30, 211–223. doi:10.1029/93WR02676
Edwards, L., 2010. Biowaste usage for soil erosion control and soil physical improvement under potatoes (Solanum tuberosum) in Atlantic Canada. Can. J. Soil Sci. 90, 103–111.
Eriksen, J., Askegaard, M., Kristensen, K., 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotationas affected by organic manure type, livestock densityand crop. Soil Use Manag. 15, 176–182. doi:10.1111/j.1475-2743.1999.tb00085.x
Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. Nat. Geosci. 1, 636–639. doi:10.1038/ngeo325
ESCo, 2014a. Réduire les pertes d'azote dans l'élevage, Expertise scientifique collective. Editions Quae.
ESCo, 2014b. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise Scientifique Collective, rapport, INRA-CNRS-Irstea (France) 930 p.
Evett, S.R., 2000. Some aspects of time domain reflectometry, neutron scattering, and capacitance methods for soil water content measurement.
Evett, S.R., Tolk, J.A., Howell, T.A., 2006. Soil profile water content determination. Vadose Zone J. 5, 894–907.

F-I

Fan, A.M., Steinberg, V.E., 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: An update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. Regul. Toxicol. Pharmacol. 23, 35–43. doi:10.1006/rtph.1996.0006
Fayer, M.J., 2000. UNSAT-H version 3.0: Unsaturated soil water and heat flow model theory, user manual, and examples. Pacific Northwest National Lab., Richland, WA (United States). Funding organisation: US Department of Energy (United States).
Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H., 1978. Simulation of Field Water Use and Crop Yield. Wiley.
Fellner-Feldegg, H., 1969. Measurement of dielectrics in the time domain. J. Phys. Chem. 73, 616–623. doi:10.1021/j100723a023
Fetter, C.W., 2001. Applied hydrogeology, 4th ed. ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.
Fiscus, E.L., Huck, M.G., 1972. Diurnal fluctuations in soil water potential. Plant Soil 37, 197–202. doi:10.1007/BF01578495
Franco-Otero, V.G., Soler-Rovira, P., Hernández, D., López-de-Sá, E.G., Plaza, C., 2011. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. Biol. Fertil. Soils 48, 205–216. doi:10.1007/s00374-011-0620-y
Francou, C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-Recherche d'indicateurs pertinents (Thèse de doctorat). AgroParisTech.
Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2005. Stabilization of Organic Matter During Composting: Influence of Process and Feedstocks. Compost Sci. Util. 13, 72–83. doi:10.1080/1065657X.2005.10702220
Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Villio-Poitrenaud, M.L., Houot, S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper–cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. Bioresour. Technol. 99, 8926–8934. doi:10.1016/j.biortech.2008.04.071
Franke-Whittle, I.H., Confalonieri, A., Insam, H., Schlegelmilch, M., Körner, I., 2014. Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. Waste Manag. 34, 632–641. doi:10.1016/j.wasman.2013.12.009
Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. Groundwater, 1 edition. ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.
Fustec, É., Lefeuvre, J.-C., 2000. Fonctions et valeurs des zones humides. Dunod, Paris.

Fux, C., Siegrist, H., 2004. Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitritation/anammox: environmental and economical considerations. Water Sci. Technol. 50, 19–26.
Galloway, J.N., Cowling, E.B., 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. Ambio 31, 64–71.
Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. BioScience 53, 341–356. doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2
Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. Science 320, 889–892.
Gardner, W.H., 1986, Water content, in Klute, A. (Ed): Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 9. Second Edition. Madison, Wisconsin USA, 493-544.
Garnier, P., Néel, C., Mary, B., Lafolie, F., 2001. Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. Eur. J. Soil Sci. 52, 253–268. doi:10.1046/j.1365-2389.2001.00374.x
Garnier, P., Néel, C., Aita, C., Recous, S., Lafolie, F., Mary, B., 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. Eur. J. Soil Sci. 54, 555–568. doi:10.1046/j.1365-2389.2003.00499.x
Garnier, P., Cambier, C., Bousso, M., Masse, D., Chenu, C., Recous, S., 2008. Modeling the influence of soil-plant residue contact on carbon mineralization: Comparison of a compartmental approach and a 3D spatial approach. Soil Biol. Biochem. 40, 2754–2761. doi:10.1016/j.soilbio.2008.07.032
Gaudet, J.P., 1978. Transferts d'eau et de soluté dans les sols non-saturés : mesures et simulation (Thèse de doctorat). Universite Scientifique et Médicale de Grenoble.
Gebler, S., Vereecken, H., Hendricks-Franssen, H.-J., Pütz, T., Post, H., Schmidt, M., 2013. Simultaneous estimation of precipitation and actual evapotranspiration by lysimeters - Comparison with tipping bucket and eddy covariance. Gumpensteiner Lysimetertagung 199–202.
Gerke, H.H., Köhne, J.M., 2004. Dual-permeability modeling of preferential bromide leaching from a tile-drained glacial till agricultural field. J. Hydrol. 289, 239–257.
Gharabaghi, B., Safadoust, A., Mahboubi, A.A., Mosaddeghi, M.R., Unc, A., Ahrens, B., Sayyad, G., 2015. Temperature effect on the transport of bromide and E. coli NAR in saturated soils. J. Hydrol. 522, 418–427. doi:10.1016/j.jhydrol.2015.01.003
Goh TB, Arnaud RJ, Mermut AR, 1993. Carbonates. In: Soil sampling and methods of analysis (Carter MR, ed.) Can Soc Soil Sci & Lewis Publ, Boca Raton, FL, USA. 177-186.
Gorden, D.S., Veneman, P.L.M., 1995. Soil Water Pressure Measurements in Subzero Air Temperatures. Soil Sci. Soc. Am. J. 59, 1242. doi:10.2136/sssaj1995.03615995005900050005x
Gottschalk, F., Kost, E., Nowack, B., 2013. Engineered nanomaterials in water and soils: a risk quantification based on probabilistic exposure and effect modeling. Environ. Toxicol. Chem. SETAC 32, 1278–1287. doi:10.1002/etc.2177
Govindaraju, R.S., Das, B.S., 2007. Moment analysis for subsurface hydrologic applications, Water science and technology library. Springer, Dordrecht.
Griffin, T.S., Hutchinson, M., 2007. Compost maturity effects on nitrogen and carbon mineralization and plant growth. Compost Sci. Util. 15, 228–236.
Grossman, R.B. and Reinsch, T.G, 2002 Bulk Density and Linear Extensibility. In: Dane, J.H. and Topp, G.C., Eds., Methods of Soil Analysis: Physical Methods, Part 4, Soil Science Society of America, Madison, 201-228.
Guivarch, A., 2001. Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines (Thèse de doctorat). Institut national polytechnique de Lorraine, France.
Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. J. Plant Nutr. Soil Sci. 168, 439–446. doi:10.1002/jpln.200520510
Gysi, M., Klubertanz, G., Vulliet, L., 2000. Compaction of an Eutric Cambisol under heavy wheel traffic in Switzerland—field data and modelling. Soil Tillage Res. 56, 117–129.
Haber, F., van Oordt, G., 1905. Über die Bildung von Ammoniak den Elementen. Z. Für Anorg. Chem. 44, 341–378. doi:10.1002/zaac.19050440122
Hadas, A., Sofer, M., Molina, J.A.E., Barak, P., Clapp, C.E., 1992. Assimilation of nitrogen by soil microbial population: NH4 versus organic N. Soil Biol. Biochem. 24, 137–143. doi:10.1016/0038-0717(92)90269-4

Haise, H.R., Kelley, O.J., 1950. Causes of diurnal fluctuations of tensiometers. Soil Sci. 70, 301–314.
Hallikainen, M.T., Ulaby, F.T., Dobson, M.C., El-Rayes, M., Wu, L.-K., others, 1985. Microwave dielectric behavior of wet soil-part 1: empirical models and experimental observations. Geosci. Remote Sens. IEEE Trans. On 25–34.
Hao, X., Carter, M., Parkin, G., Culley, J., Ball, B., 2007. Soil Density and Porosity, in: Carter, M., Gregorich, E. (Eds.), Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition. CRC Press, pp. 743–460.
Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 1–14. doi:10.1016/j.agee.2007.07.004
Harris, C., Davies, M.C., 1998. Pressures recorded during laboratory freezing and thawing of a natural silt-rich soil, in: Proceedings of the 7th International Conference on Permafrost Conference. pp. 23–27.
Hatfield, J. L., Prueger, J.H., 2004. Nitrogen over-use, under-use, and efficiency. In T. Fischer (ed.), New Directions for a Diverse Planet. Proceedings of the 4th International Crop Science Congress. Brisbale. Australia
Haws, N.W., Rao, P.S.C., Šimůnek, J., Poyer, I.C., 2005. Single-porosity and dual-porosity modeling of water flow and solute transport in subsurface-drained fields using effective field-scale parameters. J. Hydrol. 313, 257–273. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.03.035
Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. Nutr. Cycl. Agroecosystems 51, 123–137. doi:10.1023/A:1009738307837
Haynes, R.J., Murtaza, G., Naidu, R., 2009. Chapter 4 Inorganic and Organic Constituents and Contaminants of Biosolids: Implications for Land Application, in: Agronomy, B.-A. in (Ed.), Advances in Agronomy. Academic Press, pp. 165–267.
Haynes, W.M., 2014. CRC Handbook of Chemistry and Physics, 95th Edition, 95th ed. CRC Press, Boca Raton, Fla.
Hayot, C., 1992. Transfert de solutés en milieu poreux agrégé expérimentation et tentative de validation d'un modèle mécaniste (Thèse de doctorat). Université Louis Pasteur de Strasbourg.
Heberer, T., 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. Toxicol. Lett. 131, 5–17. doi:10.1016/S0378-4274(02)00041-3
Hemmat, A., Aghilinategh, N., Rezainejad, Y., Sadeghi, M., 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. Soil Tillage Res. 108, 43–50. doi:10.1016/j.still.2010.03.007
Hepperly, P., Lotter, D., Ulsh, C.Z., Seidel, R., Reider, C., 2009. Compost, Manure and Synthetic Fertilizer Influences Crop Yields, Soil Properties, Nitrate Leaching and Crop Nutrient Content. Compost Sci. Util. 17, 117–126. doi:10.1080/1065657X.2009.10702410
Herkelrath, W.N., and Delin, G.N., 2001, Long-term monitoring of soil-moisture in a harsh climate using reflectometer and TDR probes: Proceedings of the Second International Symposium and Workshop on Time Domain Reflectometry for Geotechnical Applications, September 5-7, 2001, Northwestern University, Evanston, Ill., 262-272.
Hill, M. (Ed.), 1996. Nitrates and nitrites in food and water. Woodhead Publ. Ltd, Cambridge.
Hillel, D., 1980. Fundamentals of soil physics. Academic Press, New York.
Hillel, D., 1982. Introduction to soil physics, Nachdr. Academic Press, New York.
Hillel, D., 1998. Environmental soil physics. Academic Press, San Diego, CA.
Hopmans, J.W., Šimůnek, J., Romano, N., Durner, W., 2002. Inverse Methods, in: Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods. pp. 963–1008.
Houot, 2008. Recyclage de déchets sur les sols : valeur agronomique et impacts environnementaux. Dans « Sols et Environnement » de Girard MC et al., Dunod.
Hu, C., Qi, Y., 2010. Effect of compost and chemical fertilizer on soil nematode community in a Chinese maize field. Eur. J. Soil Biol. 46, 230–236. doi:10.1016/j.ejsobi.2010.04.002
Iqbal, J., Thomasson, J.A., Jenkins, J.N., Owens, P.R., Whisler, F.D., 2005. Spatial Variability Analysis of Soil Physical Properties of Alluvial Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 69, 1338. doi:10.2136/sssaj2004.0154
Iqbal, A., Garnier, P., Lashermes, G., Recous, S., 2014. A new equation to simulate the contact between soil and maize residues of different sizes during their decomposition. Biol. Fertil. Soils 50, 645–655. doi:10.1007/s00374-013-0876-5

J-N

Jarvis, S.C., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A., Powlson, D.S., 1996. Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement, in: Sparks, D.L. (Ed.), Advances in Agronomy. Academic Press, pp. 187–235.

Jenkinson, D.S., Hart, P.B.S., Rayner, J.H., Parry, L.C., 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted.

Jiménez, E. I. & Garcia, V. P. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. Biological Wastes 27, 115-142.

Jones, S.B., Wraith, J.M., Or, D., 2002. Time domain reflectometry measurement principles and applications. Hydrol. Process. 16, 141–153. doi:10.1002/hyp.513

Joret, G., Hebert, J., 1955. Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique, in: Annales Agronomiques. pp. 233–299.

Kaemmerer, M., Revel, J.C., Barlier, J.F., 1991. Formation des amas friables et des nodules calcaires dans des sols argileux en régions tempérée et semi-aride. Sci. Sol 29, 1–12.

Kallenbach, C., Grandy, A.S., 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 241–252. doi:10.1016/j.agee.2011.08.020

Keller, A.A., Lazareva, A., 2014. Predicted Releases of Engineered Nanomaterials: From Global to Regional to Local. Environ. Sci. Technol. Lett. 1, 65–70. doi:10.1021/ez400106t

Kelly, B.P., Pomes, M.L., 1998. Preferential flow and transport of nitrate and bromide in clay pan soil. Groundwater 36, 484–494.

Kessavalou, A., Doran, J.W., Powers, W.L., Kettler, T.A., Qian, J.H., 1996. Bromide and Nitrogen-15 Tracers of Nitrate Leaching under Irrigated Corn in Central Nebraska. J. Environ. Qual. 25, 1008. doi:10.2134/jeq1996.00472425002500050012x

Khaleel, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R., 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. J. Environ. Qual. 10, 133–141.

Kim, Y., Jabro, J.D., Evans, R.G., 2011. Wireless lysimeters for real-time online soil water monitoring. Irrig. Sci. 29, 423–430. doi:10.1007/s00271-010-0249-x

Kirkham, M.B., 2014. Principles of Soil and Plant Water Relations. Academic Press.

Köhne, S., Lennartz, B., Köhne, J.M., Šimůnek, J., 2006. Bromide transport at a tile-drained field site: experiment, and one- and two-dimensional equilibrium and non-equilibrium numerical modeling. J. Hydrol. 321, 390–408. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.08.010

Köhne, J.M., Köhne, S., Šimůnek, J., 2009. A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. J. Contam. Hydrol. 104, 4–35. doi:10.1016/j.jconhyd.2008.10.002

Kool, J.B., Parker, J.C., Van Genuchten, M.T., 1985. Determining soil hydraulic properties from one-step outflow experiments by parameter estimation: I. Theory and numerical studies. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 1348–1354.

Kool, J.B., Parker, J.C., van Genuchten, M.T., 1987. Parameter estimation for unsaturated flow and transport models — A review. J. Hydrol. 91, 255–293. doi:10.1016/0022-1694(87)90207-1

Kool, J.B., Genuchten, M.T.V., 1991. Hydrus: One-Dimensional Variably Saturated Flow and Transport Model, Including Hysteresis and Root Water Uptake, Version 3.31 edition. ed. U.S. Salinity Laboratory.

Kosugi, K. 'ichirou, 1996. Lognormal Distribution Model for Unsaturated Soil Hydraulic Properties. Water Resour. Res. 32, 2697–2703. doi:10.1029/96WR01776

Kumar, S., Sekhar, M., Reddy, D.V., Mohan Kumar, M.S., 2010. Estimation of soil hydraulic properties and their uncertainty: comparison between laboratory and field experiment. Hydrol. Process. 24, 3426–3435. doi:10.1002/hyp.7775

Kung, K.-J.S., Steenhuis, T.S., Kladivko, E.J., 2000. Impact of Preferential Flow on the Transport of Adsorbing and Non-Adsorbing Tracers. Soil Sci. Soc. Am. J. - SSSAJ 64. doi:10.2136/sssaj2000.6441290x

Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T., van Kessel, C., 2011. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. J. Environ. Qual. 40, 1756–1766. doi:10.2134/jeq2011.0064

Lafolie, F., 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. Fertil. Res. 27, 215–231.
Lafolie, F., Cousin, I., Mollier, A., Pot-Genty, V., Moitrier, N., Balesdent, J., Bruckler, L., Moitrier, N., Nouguier, C., Richard, G., 2014. The "Vsoil Platform": a tool to integrate the various physical, chemical and biological processes contributing to the soil functioning at the local scale, in: EGU, European Geosciences Union, General Assembly 2014, Geophysical Research Abstracts. Copernicus Publications, France, p. np.
Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123, 1–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.032
Lashermes, G., Houot, S., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Mary, B., Morvan, T., Chaussod, R., Lineres, M., Metzger, L., Thuriès, L., others, 2007. Apport de matières organiques exogènes en agriculture: indicateur de potentialité de stockage de carbone dans les sols et définition de classes de disponibilité d'azote. Rapp. Final Angers ADEME 78.
Lauer, D.A., Bouldin, D.R., Klausner, S.D., 1976. Ammonia Volatilization from Dairy Manure Spread on the Soil Surface. J. Environ. Qual. 5, 134. doi:10.2134/jeq1976.00472425000500020005x
Laurent, F., 2015. Optimisation fonctionnelle et spatiale de scénarios de méthanisation centralisée selon une approche systémique territoriale couplée à l'analyse du cycle de vie (Thèse de doctorat). Université de Rennes 1.
Le Tacon, F., 1978. La présence de calcaire dans le sol. Influence sur le comportement de l'Epicéa commun (Picea excelsa Link.) et du Pin noir d'Autriche (Pinus Nigra nigricans Host.), in: Annales Des Sciences Forestières. pp. 165–174.
Lemaire, G., Nicolardot, B., 1997. Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes: Reims (France), 19-20 novembre 1996. Editions Quae.
Leroy, B.L.M., Herath, H.M.S.K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D., Moens, M., 2008. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. Soil Use Manag. 24, 139–147. doi:10.1111/j.1475-2743.2008.00142.x
Levy, B.S., Chambers, R.M., 1987. Bromide as a conservative tracer for soil-water studies. Hydrol. Process. 1, 385–389. doi:10.1002/hyp.3360010406
Li, J., Evanylo, G.K., 2013. The Effects of Long-Term Application of Organic Amendments on Soil Organic Carbon Accumulation. Soil Sci. Soc. Am. J. 77, 964. doi:10.2136/sssaj2012.0306
Limon Yanez, M., 2010. Suivi de la qualité des eaux de drainage sur les cases lysimétriques du dispositif PRO du SEAV. Rapport de Stage de Licence Professionnelle Collecte Gestion et Exploitation des Données Agronomiques. IUT de Colmar – Département de génie Biologique, p. 52.
Litterick, A.M., Harrier, L., Wallace, P., Watson, C.A., Wood, M., 2004. The Role of Uncomposted Materials, Composts, Manures, and Compost Extracts in Reducing Pest and Disease Incidence and Severity in Sustainable Temperate Agricultural and Horticultural Crop Production—A Review. Crit. Rev. Plant Sci. 23, 453–479. doi:10.1080/07352680490886815
Liu, Y.-Y., Haynes, R.J., 2011. Origin, Nature, and Treatment of Effluents From Dairy and Meat Processing Factories and the Effects of Their Irrigation on the Quality of Agricultural Soils. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 41, 1531–1599. doi:10.1080/10643381003608359
Livingston, B.E., 1908. A method for controlling plant moisture. Plant World 11, 39–40.
Lominé, F., 2007. Ecoulements de particules dans un milieu poreux (Thèse de doctorat). Université Rennes 1.
Luthin, J.N., Reeve, R.C., Donnan, W.W., 1957. Drainage Investigation Methods, in: Drainage of Agricultural Lands, Agronomy Monograph 7. American Society of Agronomy, pp. 395–459.
Magee, P.N., Barnes, J.M., 1956. The production of malignant primary hepatic tumours in the rat by feeding dimethylnitrosamine. Br. J. Cancer 10, 114–122.
Magid, J., Mueller, T., Jensen, L.S., Nielsen, N.E., 1997. Modelling the measurable: interpretation of field-scale CO2 and N-mineralization, soil microbial biomass and light fractions as indicators of oilseed rape, maize and barley straw decomposition. Driven Nat. Plant Litter Qual. Decompos.
Malhi, S.S., McGill, W.B., 1982. Nitrification in three Alberta soils: Effect of temperature, moisture and substrate concentration. Soil Biol. Biochem. 14, 393–399. doi:10.1016/0038-0717(82)90011-6
Mantho, A.T., 2005. Echanges sol-atmosphère application à la sécheresse. Ph. D. Dissertation, Ecole Nationales des Ponts et Chaussées/Université Paris-Est, France.(In French).
Marmo, L.; Feix, I.; Bourmeau, E.; Amlinger, F.; Bannick, C.G.; De Neve, S.;Favoino, E.; Gendebien, A.; Gibert, J.; Givelet, M.; Leifert, I.; Morris, R.; Rodriguez Cruz, A.; Ruck, F.; Siebert, S.; Tittarelli, F., 2004. Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil

protection. Volume -III. Organic matter and biodiversity. Taskgroup 4 on exogenous organic matter. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 195 p.
Maroufpoor, I., Emamgholiz, S., Torabi, H., Behzadinas, M., 2009. Impact of Soil Texture on the Calibration of TDR for Water Content Measurement. J. Appl. Sci. 9, 2933–2940. doi:10.3923/jas.2009.2933.2940
Marquardt, D., 1963. An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. J. Soc. Ind. Appl. Math. 11, 431–441. doi:10.1137/0111030
Marshall T.J., Holmes J.W., Rose C.W. 1999. Soil physicsCambridge: Cambridge University Press.
Mason, D.D., Lutz, J.F., Petersen, R.G., 1957. Hydraulic Conductivity as Related to Certain Soil Properties in a Number of Great Soil Groups—Sampling Errors Involved1. Soil Sci. Soc. Am. J. 21, 554. doi:10.2136/sssaj1957.03615995002100050025x
Mensinga, T.T., Speijers, G.J., Meulenbelt, J., 2003. Health implications of exposure to environmental nitrogenous compounds. Toxicol. Rev. 22, 41–51.
Mermoud, A., Xu, D., 2006. Comparative analysis of three methods to generate soil hydraulic functions. Soil Tillage Res. 87, 89–100. doi:10.1016/j.still.2005.02.034
Messing, I., Jarvis, N.J., 1993. Temporal variation in the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometers. J. Soil Sci. 44, 11–24. doi:10.1111/j.1365-2389.1993.tb00430.x
Metson, A.J., 1956. Methods of chemical analysis for soil survey samples. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research.
Millington, R.J., Quirk, J.P., 1961. Permeability of porous solids. Trans. Faraday Soc. 57, 1200–1207. doi:10.1039/TF9615701200
Misra, R.V., Roy, R.N., Hiraoka, H., 2003. On-farm composting methods. Food and agriculture organization of the United nations (FAO).
Misselbrook, T.H., Nicholson, F.A., Chambers, B.J., 2005. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. Bioresour. Technol., The 10th International Conference on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture 96, 159–168. doi:10.1016/j.biortech.2004.05.004
Mohanty, B.P., Ankeny, M.D., Horton, R., Kanwar, R.S., 1994. Spatial analysis of hydraulic conductivity measured using disc infiltrometers. Water Resour. Res. 30, 2489–2498. doi:10.1029/94WR01052
Moldrup, T., Olesen, P., Rolston, D.E., 1997. Modeling Diffusion and Reaction in Soils: Vii. Predicting Gas and Ion Diffusivity in Undisturbed and Sieved Soils. Soil Sci. 162, 632–640. doi:10.1097/00010694-199709000-00004
Monnier, G., 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. Thèse de la faculté des sciences de Paris, 140 p.
Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. Symp. Soc. Exp. Biol. 19, 205–234.
Morel, C., Lineres, M., Guivarch, A., Kvarnström, E., Parnaudeau, V., Nicolardot, B., Morel, J.-L., 2003. Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore de déchets urbains. Doss. Environ. INRA 25, 25.
Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12, 513–522. doi:10.1029/WR012i003p00513
Mulla D.J and McBratney Alex B. 2002. Soil Spatial Variability. Dans: Soil Physics Companion. A. Ed. W. Warrick. Agriculture Environmental Science, 343-373.
Mustin, M., 1987. Le compost : Gestion de la matière organique. Editions François Dubusc, Paris.
Musy, A., Soutter, M., 1991. Physique du sol. PPUR presses polytechniques.
Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. J. Hydrol. 10, 282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6
N'Dayegamiye, A., 2006. Mixed Paper Mill Sludge Effects on Corn Yield, Nitrogen Efficiency, and Soil Properties. Agron. J. 98, 1471. doi:10.2134/agronj2005.0339
Nebbioso, A., Piccolo, A., 2013. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. Anal. Bioanal. Chem. 405, 109–124. doi:10.1007/s00216-012-6363-2
Nehls, T., Nam Rim, Y., Wessolek, G., 2011. Technical note on measuring run-off dynamics from pavements using a new device: the weighable tipping bucket. Hydrol. Earth Syst. Sci. 15, 1379–1386. doi:10.5194/hess-15-1379-2011
Ng, E.L., Patti, A.F., Rose, M.T., Schefe, C.R., Wilkinson, K., Cavagnaro, T.R., 2014. Functional stoichiometry of soil microbial communities after amendment with stabilised organic matter. Soil Biol. Biochem. 76, 170–178. doi:10.1016/j.soilbio.2014.05.016
Ngoc, T.D.T., 2008. Transport de solutés dans un milieu à double-porosité non saturé. Modélisation par homogénéisation et applications (Thèse de doctorat). Université Joseph-Fourier-Grenoble I.

Ni, K., Pacholski, A., Gericke, D., Kage, H., 2012. Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. J. Plant Nutr. Soil Sci. 175, 253–264. doi:10.1002/jpln.201000358
Nicolardot, B., Machet, J.M., Parnaudeau, V., Marcovecchio, F., 1998. Proposal of an integrated approach to characterize the "nitrogen value" of organic products spread in agriculture, in: 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. Citeseer, pp. 305–316.
Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. Agron. Sustain. Dev. 34, 473–492. doi:10.1007/s13593-013-0196-z
Noborio, K., 2001. Measurement of soil water content and electrical conductivity by time domain reflectometry: a review. Comput. Electron. Agric. 31, 213–237.

O-R

Obriot, F., 2016. Épandage de produits résiduaires organiques et fonctionnement biologique des sols: de la quantification des impacts sur les cycles carbone et azote à l'évaluation multicritère de la pratique à l'échelle de la parcelle. (Thèse de doctorat). AgroParisTech.
Oenema, O., Witzke, H.P., Klimont, Z., Lesschen, J.P., Velthof, G.L., 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. Agric. Ecosyst. Environ., Reactive nitrogen in agroecosystems: Integration with greenhouse gas interactions 133, 280–288. doi:10.1016/j.agee.2009.04.025
Oenema, O., Bleeker, A., Braathen, N.A., Budňáková, M., Bull, K., Čermák, P., Geupel, M., Hicks, K., Hoft, R., Kozlova, N., Leip, A., Spranger, T., Valli, L., Velthof, G., Winiwarter, W., 2011. Nitrogen in current European policies, in: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 62–81.
Öhrström, P., Hamed, Y., Persson, M., Berndtsson, R., 2004. Characterizing unsaturated solute transport by simultaneous use of dye and bromide. J. Hydrol. 289, 23–35. doi:10.1016/j.jhydrol.2003.10.014
Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Le Bissonnais, Y., 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. Agric. Ecosyst. Environ. 125, 48–56. doi:10.1016/j.agee.2007.11.005
Oki, L.R., Lieth, J.H., Tjosvold, S., 1996. Tensiometer-based irrigation of cut-flower roses. Rep. Submitt. Calif. Cut-Flower Comm.
Olivier, A., 2015. Chimie et pollutions des eaux souterraines. Lavoisier.
Olofsson, U., Bignert, A., Haglund, P., 2012. Time-trends of metals and organic contaminants in sewage sludge. Water Res. 46, 4841–4851. doi:10.1016/j.watres.2012.05.048
Onema, 2014. Pratiques agricoles et nitrates dans les milieux aquatiques. Les synthèses n°11 – Décembre 2014. Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, 16 p.
Onema, 2015. Concentrations en nitrates d'origine agricole dans les cours d'eau et les eaux souterraines. Bulletin n°3 – Edition 2015, Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, 12 p.
ONU, 2015. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables. Working Paper No. ESA/P/WP.241.
Or, D., 2001. Who Invented the Tensiometer? Soil Sci. Soc. Am. J. 65, 1. doi:10.2136/sssaj2001.6511
Osunbitan, J.A., Oyedele, D.J., Adekalu, K.O., 2005. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. Soil Tillage Res. 82, 57–64. doi:10.1016/j.still.2004.05.007
Oudart, D., 2013. Modélisation de la stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage. (Thèse de doctorat). INSA, Toulouse.
Page-Dumroese, D.S., Brown, R.E., Jurgensen, M.F., Mroz, G.D., 1999. Comparison of Methods for Determining Bulk Densities of Rocky Forest Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 379. doi:10.2136/sssaj1999.03615995006300020016x

Pagliai, M., Vignozzi, N., Pellegrini, S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. Soil Tillage Res. 79, 131–143. doi:10.1016/j.still.2004.07.002
Paige, G.B., Hillel, D., 1993. Comparison of Three Methods for Assessing Soil Hydraulic Properties. Soil Sci. 155, 175–189. doi:10.1097/00010694-199303000-00003
Paige, G.B., Keefer, T.O., 2008. Comparison of Field Performance of Multiple Soil Moisture Sensors in a Semi-Arid Rangeland. J. Am. Water Resour. Assoc. 44, 121–135. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00142.x
Pang, L., Goltz, M., Close, M., 2003. Application of the method of temporal moments to interpret solute transport with sorption and degradation. J. Contam. Hydrol. 60, 123–34. doi:10.1016/S0169-7722(02)00061-X
Parker, J.C., van Genuchten, M.T., 1984. Determining Transport Parameters from Laboratory and Field Tracer Experiments. Va Agric Exp Sin Bull 84–3.
Parker, J.C., Valocchi, A.J., 1986. Constraints on the validity of equilibrium and first-order kinetic transport models in structured soils. Water Resour. Res. 22, 399–407.
Parnaudeau, V., Nicolardot, B., Pagès, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. J. Environ. Qual. 33, 1885–1894.
Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 1173. doi:10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x
Pastuszka, T., Krzyszczak, J., Sławiński, C., Lamorski, K., 2014. Effect of Time-Domain Reflectometry probe location on soil moisture measurement during wetting and drying processes. Measurement 49, 182–186. doi:10.1016/j.measurement.2013.11.051
Pathak, H., Byjesh, K., Chakrabarti, B., Aggarwal, P.K., 2011. Potential and cost of carbon sequestration in Indian agriculture: Estimates from long-term field experiments. Field Crops Res. 120, 102–111. doi:10.1016/j.fcr.2010.09.006
Peltre, C., Dignac, M.F., Derenne, S., Houot, S., 2010. Change of the chemical composition and biodegradability of the Van Soest soluble fraction during composting: a study using a novel extraction method. Waste Manag. 30, 2448–2460. doi:10.1016/j.wasman.2010.06.021
Pérez-Piqueres, A., Edel-Hermann, V., Alabouvette, C., Steinberg, C., 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. Soil Biol. Biochem. 38, 460–470. doi:10.1016/j.soilbio.2005.05.025
Phogat, V., Skewes, M.A., Cox, J.W., Alam, J., Grigson, G., Šimůnek, J., 2013. Evaluation of water movement and nitrate dynamics in a lysimeter planted with an orange tree. Agric. Water Manag. 127, 74–84. doi:10.1016/j.agwat.2013.05.017
Pires, L.F., S. Bacchi, O.O., Reichardt, K., 2005. Soil water retention curve determined by gamma-ray beam attenuation. Soil Tillage Res. 82, 89–97. doi:10.1016/j.still.2004.06.003
Pot, V., Benoit, P., Etievant, V., Bernet, N., Labat, C., Coquet, Y., Houot, S., 2011. Effects of tillage practice and repeated urban compost application on bromide and isoproturon transport in a loamy Albeluvisol. Eur. J. Soil Sci. 62, 797–810. doi:10.1111/j.1365-2389.2011.01402.x
Poulsen, P.H.B., Al-Soud, W.A., Bergmark, L., Magid, J., Hansen, L.H., Sørensen, S.J., 2013. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial – Prokaryotic diversity investigated by pyrosequencing. Soil Biol. Biochem. 57, 784–793. doi:10.1016/j.soilbio.2011.12.023
Powlson, D.S., Addiscott, T.M., Benjamin, N., Cassman, K.G., de Kok, T.M., van Grinsven, H., L'hirondel, J.-L., Avery, A.A., van Kessel, C., 2008. When Does Nitrate Become a Risk for Humans? J. Environ. Qual. 37, 291. doi:10.2134/jeq2007.0177
Powlson, D.S., Bhogal, A., Chambers, B.J., Coleman, K., Macdonald, A.J., Goulding, K.W.T., Whitmore, A.P., 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: A case study. Agric. Ecosyst. Environ. 146, 23–33. doi:10.1016/j.agee.2011.10.004
Prasuhn V., Spiess E., Humphrys C., 2015. In: 16. Gumpensteiner Lysimetertagung. 21.- 22.4.2015, Publ. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Stainach, 21-28.
Rana, G., Katerji, N., 2000. Measurement and estimation of actual evapotranspiration in the field under Mediterranean climate: a review. Eur. J. Agron. 13, 125–153.
Région Alsace, 2012. Inventaire 2009 de la qualité des eaux souterraines dans le fossé rhénan supérieur, Octobre 2012-164 p.
Reichardt, K., Silva, J.C. de A., Bassoi, L.H., Timm, L.C., Oliveira, J.C.M. de, Bacchi, O.O.S., Pilotto, J.E., 2001. Soil spatial variability and the estimation of the irrigation water depth. Sci. Agric. 58, 549–553.

Reilly, J.F., Horne, A.J., Miller, C.D., 2000. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. Ecol. Eng. 14, 33–47.
Renault, P., Sierra, J., 1994. Modeling Oxygen Diffusion in Aggregated Soils: II. Anaerobiosis in Topsoil Layers. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 1023. doi:10.2136/sssaj1994.03615995005800040005x
Reynolds, W.D., Bowman, B.T., Brunke, R.R., Drury, C.F., Tan, C.S., 2000. Comparison of Tension Infiltrometer, Pressure Infiltrometer, and Soil Core Estimates of Saturated Hydraulic Conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 478. doi:10.2136/sssaj2000.642478x
Reynolds, W.D., Elrick, D.E., Youngs, E.G., Amoozegar, A., Booltink, H.W.G and Bouma, J, 2002. Saturated and field-saturated water flow parameters In: Dane, J.H. and Topp, G.C., Eds., Methods of Soil Analysis: Physical Methods, Part 3, Soil Science Society of America, Madison, 201-228.
Reynolds, W.D., 2007. Saturated Hydraulic Properties: Laboratory Methods, in: Carter, M., Gregorich, E. (Eds.), Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition. CRC Press.
Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. J. Appl. Phys. 1, 318–333. doi:10.1063/1.1745010
Richards, L.A., 1948. Porous Plate Apparatus for Measuring Moisture Retention and Transmission By Soil. Soil Sci. 66, 105–110.
Richards, L.A., Ogata, G., 1961. Psychrometric Measurements of Soil Samples Equilibrated on Pressure Membranes1. Soil Sci. Soc. Am. J. 25, 456. doi:10.2136/sssaj1961.03615995002500060012x
Rienzner, M., Gandolfi, C., 2014. Investigation of spatial and temporal variability of saturated soil hydraulic conductivity at the field-scale. Soil Tillage Res. 135, 28–40. doi:10.1016/j.still.2013.08.012
Robertson, G.P., 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. Miner. Nutr. Trop. For. Savanna Ecosyst. 9, 55–69.
Robinson, D.A., Campbell, C.S., Hopmans, J.W., Hornbuckle, B.K., Jones, S.B., Knight, R., Ogden, F., Selker, J., Wendroth, O., 2008. Soil Moisture Measurement for Ecological and Hydrological Watershed-Scale Observatories: A Review. Vadose Zone J. 7, 358. doi:10.2136/vzj2007.0143
Roca-Pérez, L., Martínez, C., Marcilla, P., Boluda, R., 2009. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil–plant system. Chemosphere 75, 781–787. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.12.058
Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K., Insam, H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. Soil Use Manag. 22, 209–218. doi:10.1111/j.1475-2743.2006.00027.x
Rowell, D.M., Prescott, C.E., Preston, C.M., 2001. Decomposition and Nitrogen Mineralization from Biosolids and Other Organic Materials : Relationship with Initial Chemistry. J. Environ. Qual. 30, 1401. doi:10.2134/jeq2001.3041401x

S-U

Said Ahmed, H., 2009 Caractérisation hydrodynamique d'un sol soumis à un apport de produits résiduaires organiques : étude du site expérimental de Colmar. Rapport de Stage de Master Sciences et Technologies Mention "Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie ». Université Pierre et Marie Curie AgroParisTech, p. 41.
Said-Pullicino, D., Kaiser, K., Guggenberger, G., Gigliotti, G., 2007. Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: distribution between stable and labile organic matter pools. Chemosphere 66, 2166–2176. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.09.010
Saviozzi, A., Biasci, A., Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., 1999. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. Biol. Fertil. Soils 30, 100–106.
Sawadogo, F., 2015. Impact de l'épandage de Produits Résiduaires Organiques sur la dynamique hydrique des sols cultivés. Rapport de Stage de Master 2 Ingénierie et Sciences Pour l'Environnement. Université de Strasbourg, p. 47.
Schaap, M.G., Leij, F.J., 1998. Database-Related Accuracy and Uncertainty of Pedotransfer Functions. Soil Sci. 163, 765–779. doi:10.1097/00010694-199810000-00001

Schaap, M.G., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. J. Hydrol. 251, 163–176.
Schimel, J.P., Bennett, J., 2004. Nitrogen Mineralization: Challenges of a Changing Paradigm. Ecology 85, 591–602.
Schmidt, J.P., Lin, H., 2007. Water and Bromide Recovery in Wick and Pan Lysimeters under Conventional and Zero Tillage. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 39, 108–123. doi:10.1080/00103620701759053
Schneider, S., 2008. Estimation des paramètres hydrodynamiques des sols à partir d'une modélisation inverse de données d'infiltration et de résistivité électrique. (Thèse de doctorat). Université Paris Sud-Paris XI.
Schwen, A., Backus, J., Yang, Y., Wendroth, O., 2014. Characterizing land use impact on multi-tracer displacement and soil structure. J. Hydrol. 519, Part B, 1752–1768. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.09.028
Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., Rao, M.A., 2015. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. J. Soil Sci. Plant Nutr. 15, 333–352.
Seck, M., Perrier, A., 1970. Description d'un psychromètre à thermocouples: son application à la mesure des gradients d'humidité, in: Techniques D'étude Des Facteurs Physiques de La Biosphère. pp. 223–234.
Sell, Y., 1998. L'Alsace et les Vosges. Delachaux et Niestlé, Lausanne (Suisse).
Shwetha, P., Varija, K., 2015. Soil Water Retention Curve from Saturated Hydraulic Conductivity for Sandy Loam and Loamy Sand Textured Soils. Aquat. Procedia 4, 1142–1149. doi:10.1016/j.aqpro.2015.02.145
Sidhu, J.P.S., Gibbs, R.A., Ho, G.E., Unkovich, I., 2001. The role of indigenous microorganisms in suppression of salmonella regrowth in composted biosolids. Water Res. 35, 913–920. doi:10.1016/S0043-1354(00)00352-3
Sidhu, J.P.S., Toze, S.G., 2009. Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review. Environ. Int. 35, 187–201. doi:10.1016/j.envint.2008.07.006
Sims, J.T., Stehouwer, R.C., 2008. Recycling of Nitrogen through Land Application of Agricultural, Municipal, and Industrial By-products, in: Nitrogen in Agricultural Systems. pp. 759–821.
Šimůnek, J., van Genuchten, M.T., Gribb, M.M., Hopmans, J.W., 1998. Parameter estimation of unsaturated soil hydraulic properties from transient flow processes. Soil Tillage Res. 47, 27–36. doi:10.1016/S0167-1987(98)00069-5
Šimůnek, J., Hopmans, J.W., 2002. Parameter Optimization and Nonlinear Fitting, In: Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical Methods, Chapter 1.7, Eds. J. H. Dane and G. C. Topp, Third edition, SSSA, Madison, WI, 139-157.
Šimůnek, J., Jarvis, N.J., Van Genuchten, M.T., Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. J. Hydrol. 272, 14–35.
Šimůnek, J., Köhne, J.M., Kodešová, R., Šejna, M., 2008. Simulating nonequilibrium movement of water, solutes and particles using HYDRUS—a review of recent applications. Soil Water Res 3, S42–S51.
Šimůnek, J., van Genuchten, M.Th. and Šejna, M., 2006a. The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Technical Manual, Version 1.0, PC Progress, Prague, Czech Republic, p. 241.
Šimůnek, J., Šejna, M. and van Genuchten, M.Th., 2006b. The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, User Manual, Version 1.0, PC Progress, Prague, Czech Republic, p. 161.
Šimůnek, J., M. Šejna, H. Saito, M. Sakai, and M. Th. van Genuchten, 2013. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.17, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, p. 343.
Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. Waste Manag. 28, 347–358. doi:10.1016/j.wasman.2006.12.010
Sintermann, J., Neftel, A., Ammann, C., Häni, C., Hensen, A., Loubet, B., Flechard, C.R., 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? Biogeosciences 9, 1611–1632. doi:10.5194/bg-9-1611-2012
Skierucha, W., Wilczek, A., Alokhina, O., 2008. Calibration of a TDR probe for low soil water content measurements. Sens. Actuators Phys. 147, 544–552. doi:10.1016/j.sna.2008.06.015
Skopp, J., 1985. Analysis of solute movement in structured soils, Journal Series, Nebraska Agricultural Station, paper 7430, Lincoln.

Smil, V., 2004. Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production. The MIT Press.
Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. Environ. Int. 35, 142–156. doi:10.1016/j.envint.2008.06.009
Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environ. Pollut. 100, 179–196. doi:10.1016/S0269-7491(99)00091-3
SMRA, 2000. Choisir une boue adaptée aux effets agronomiques recherchés. Info Agriculteur 5. Syndicat Mixte de Recherche Agricole Colmar, 4 p.
SMRA, 2014. Les boues issues des stations de collectivités Haut-Rhinoises en 2014. Rapport d'activités 2014. Syndicat Mixte de Recherche Agricole Colmar, 4 p.
SOeS, 2013a. Les teneurs en nitrates augmentent dans les nappes phréatiques jusqu'en 2004 puis se stabilisent. Le Point sur n°161 – Mai 2013. Commissariat général au développement durable – Service de l'Observation et des Statistiques, 4 p.
SOeS, 2013b. Les surplus d'azote et les gaz à effet de serre de l'activité agricole en France métropolitaine en 2010. Chiffres & statistiques n°448 – Septembre 2013. Commissariat général au développement durable – Service de l'Observation et des Statistiques, 11 p.
SOGREAH, Deportes I. (coord.), ADEME, 2007. Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine, 330 p.
Solone, R., Bittelli, M., Tomei, F., Morari, F., 2012. Errors in water retention curves determined with pressure plates: Effects on the soil water balance. J. Hydrol. 470–471, 65–74. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.08.017
Soltanpour, P.N., Johnson, G.W., Workman, S.M., BentonJones, J.Jr. and Miller,R.O. 1996. Inductively coupled plasma emission spectrometry. In D.L. Sparks et al., Eds. Methods of Soil Analysis, Part 3—Chemical Methods. SSSA Book Series No. 5, SSSA and ASA, Madison WI, 65–90.
Sommer, S.G., Olesen, J.E., 2000. Modelling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals. Atmos. Environ. 34, 2361–2372. doi:10.1016/S1352-2310(99)00442-2
Sommer, S.G., Génermont, S., Cellier, P., Hutchings, N.J., Olesen, J.E., Morvan, T., 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. Eur. J. Agron. 19, 465–486. doi:10.1016/S1161-0301(03)00037-6
Srogi, K., 2007. Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. Environ. Chem. Lett. 5, 169–195. doi:10.1007/s10311-007-0095-0
Stephens, D.B., 1995. Vadose Zone Hydrology. CRC Press.
Strudley, M., Green, T., Ascoughii, J., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. Soil Tillage Res. 99, 4–48. doi:10.1016/j.still.2008.01.007
Susha Lekshmi, S.U., Singh, D.N., Shojaei Baghini, M., 2014. A critical review of soil moisture measurement. Measurement 54, 92–105. doi:10.1016/j.measurement.2014.04.007
Sutton, M.A. (Ed.), 2011. The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives. Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York.
Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. University of California Press.
Talbot, J.M., Treseder, K.K., 2012. Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry-decay relationships. Ecology 93, 345–354.
Tamari, S., 1994. Relations between pore-space and hydraulic properties in compacted beds of silty-loam aggregates. Soil Technol. 7, 57–73. doi:10.1016/0933-3630(94)90007-8
Tarara, J.M., Ham, J.M., 1997. Measuring Soil Water Content in the Laboratory and Field with Dual-Probe Heat-Capacity Sensors. Agron. J. 89, 535. doi:10.2134/agronj1997.00021962008900040001x
Tarrasón, D., Ojeda, G., Ortiz, O., Alcañiz, J.M., 2008. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. Bioresour. Technol. 99, 252–259. doi:10.1016/j.biortech.2006.12.023
Thayalakumaran, T., Bristow, K.L., Charlesworth, P.B., Fass, T., 2008. Geochemical conditions in groundwater systems: Implications for the attenuation of agricultural nitrate. Agric. Water Manag. 95, 103–115. doi:10.1016/j.agwat.2007.09.003
Thompson, R.B., Pain, B.F., Rees, Y.J., 1990. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. Plant Soil 125, 119–128.

Thompson, R.B., Meisinger, J.J., 2002. Management Factors Affecting Ammonia Volatilization from Land-Applied Cattle Slurry in the Mid-Atlantic USA. J. Environ. Qual. 31, 1329–38. doi:10.2134/jeq2002.1329

Tiedje, J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. ResearchGate 717, 179–244.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418, 671–677.

Toll, D.G., Lourenço, S.D.N., Mendes, J., 2013. Advances in suction measurements using high suction tensiometers. Eng. Geol. 165, 29–37. doi:10.1016/j.enggeo.2012.04.013

Topp, G.C., Davis, J.L., Annan, A.P., 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. Water Resour. Res. 16, 574–582. doi:10.1029/WR016i003p00574

Topp, G.C., Davis, J.L., 1985. Measurement of Soil Water Content using Time-domain Reflectrometry (TDR): A Field Evaluation1. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 19. doi:10.2136/sssaj1985.03615995004900010003x

Toride, N., Leij, F.J., Van Genuchten, M.T., 1995. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory and field tracer experiments.

Tremier, A., Denes, J., Gratteau, L., Menasseri-Aubry, S., 2014. Characterization of the biochemical composition of solid organic resources to predict their aerobic biodegradation kinetics. Oral Communication. 5th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation, Rio de Janeiro, Brazil.

Treonis, A.M., Austin, E.E., Buyer, J.S., Maul, J.E., Spicer, L., Zasada, I.A., 2010. Effects of organic amendment and tillage on soil microorganisms and microfauna. Appl. Soil Ecol. 46, 103–110. doi:10.1016/j.apsoil.2010.06.017

Tu, J., Zhao, Q., Wei, L., Yang, Q., 2012. Heavy metal concentration and speciation of seven representative municipal sludges from wastewater treatment plants in Northeast China. Environ. Monit. Assess. 184, 1645–1655. doi:10.1007/s10661-011-2067-x

Ughetto, E., 2012. Panorama des projets de recherche et perspectives sur la problématique des micropolluants dans les boues de stations de traitement des eaux usées urbaines. Onema INERIS, Partenariat 2011 – Domaine « des sources aux contaminations » – Action 11-27 81.

V-Z

Valé, M., 2006. Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français (Thèse de doctorat). Institut National Polytechnique de Toulouse.

Valocchi, A.J., 1985. Validity of the local equilibrium assumption for modeling sorbing solute transport through homogeneous soils. Water Resour. Res. 21, 808–820.

Van der Bruggen, B., Vandecasteele, C., 2003. Removal of pollutants from surface water and groundwater by nanofiltration: overview of possible applications in the drinking water industry. Environ. Pollut. 122, 435–445. doi:10.1016/S0269-7491(02)00308-1

van Elsas, J.D., Jansson, J.K., Trevors, J.T. (Eds.), 2007. Modern soil microbiology, 2nd ed, Books in soils, plants, and the environment. CRC Press/Taylor & Francis, Boca Raton, FL.

van Genuchten, M.T., Wierenga, P.J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media I. Analytical solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 473–480.

van Genuchten, M.T., 1978. Mass transport in saturated-unsaturated media: One-dimensional solutions. Water Resources Program, Dept. of Civil Engineering, Dept. of Geological & Geophysical Sciences, Princeton University.

van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892–898.

van Genuchten, M.T., Nielsen, D.R., 1985. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. Ann. Geophys. 3, 615–628.

van Genuchten, M.T., 1987. A Numerical Model for Water and Solute Movement in and Below the Root Zone. United States Department of Agriculture Agricultural Research Service U.S. Salinity Laboratory.
van Genuchten, M.T., Leij, F.J., Yates, S.R., others, 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory.
van Soest, P. und, Wine, R.H., 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. J Assoc Anal Chem 50, 50–55.
van Soest, P.J., Robertson, J.B., Lewis, B.A., 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. J. Dairy Sci. 74, 3583–3597. doi:10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2
Vance, C.P., Uhde-Stone, C., Allan, D.L., 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. New Phytol. 157, 423–447. doi:10.1046/j.1469-8137.2003.00695.x
Velthof, G.L., Oudendag, D., Witzke, H.P., Asman, W. a. H., Klimont, Z., Oenema, O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. J. Environ. Qual. 38, 402–417. doi:10.2134/jeq2008.0108
Velthof, G.L., Lesschen, J.P., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., Kros, J., Oenema, O., 2014. The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. Sci. Total Environ. 468–469, 1225–1233. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.04.058
Vieublé-Gonod, L., Benoit, P., Cohen, N., Houot, S., 2009. Spatial and temporal heterogeneity of soil microorganisms and isoproturon degrading activity in a tilled soil amended with urban waste composts. Soil Biol. Biochem. 41, 2558–2567. doi:10.1016/j.soilbio.2009.09.017
Vogel, T., 1987. SWMII - Numerical model of two - dimensional flow in a variably saturated porous medium, Research Rep. No. 87 , Dept. of Hydraulics and Catchment Hydrology, Agricultural Univ., Wageningen, The Netherlands.
Vogel, T., Cislerova, M., 1988. On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve. Transp. Porous Media 3, 1–15. doi:10.1007/BF00222683
Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Sci. Total Environ. 380, 48–65. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.09.014
Walker, J.P., Willgoose, G.R., Kalma, J.D., 2004. In situ measurement of soil moisture: a comparison of techniques. J. Hydrol. 293, 85–99. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.01.008
Wang, K., Zhang, R., 2011. Heterogeneous soil water flow and macropores described with combined tracers of dye and iodine. J. Hydrol. 397, 105–117. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.037
Wang, Q., Zhan, H., Tang, Z., 2013. A New Parameter Estimation Method for Solute Transport in a Column. Groundwater 51, 714–722. doi:10.1111/j.1745-6584.2012.01005.x
Ward, M.H., deKok, T.M., Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B.T., VanDerslice, J., 2005. Workgroup report: Drinking-water nitrate and health-recent findings and research needs. Environ. Health Perspect. 113, 1607–1614. doi:10.1289/ehp.8043
Warrick, A.W., Wierenga, P.J., Young, M.H., Musil, S.A., 1998. Diurnal fluctuations of tensiometric readings due to surface temperature changes. Water Resour. Res. 34, 2863–2869.
Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. Agric. Ecosyst. Environ., Special section Harvested perennial grasslands: Ecological models for farming's perennial future 137, 39–46. doi:10.1016/j.agee.2010.01.001
Webb, J., Sørensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P., Reid, J., 2013. Chapter Seven - An Assessment of the Variation of Manure Nitrogen Efficiency throughout Europe and an Appraisal of Means to Increase Manure-N Efficiency, in: Sparks, D.L. (Ed.), Advances in Agronomy, Advances in Agronomy. Academic Press, pp. 371–442.
Webster, C.P., Shepherd, M.A., Goulding, K.W.T., Lord, E., 1993. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. J. Soil Sci. 44, 49–62. doi:10.1111/j.1365-2389.1993.tb00433.x
Wei, Z., Zhang, X., Wei, Y., Wen, X., Shi, J., Wu, J., Zhao, Y., Xi, B., 2014. Fractions and biodegradability of dissolved organic matter derived from different composts. Bioresour. Technol. 161, 179–185. doi:10.1016/j.biortech.2014.03.032
Whalley, W.R., Ober, E.S., Jenkins, M., 2013. Measurement of the matric potential of soil water in the rhizosphere. J. Exp. Bot. 64, 3951–3963. doi:10.1093/jxb/ert044

Wichuk, K.M., McCartney, D., 2007. A review of the effectiveness of current time-temperature regulations on pathogen inactivation during composting. J Environ Eng Sci 6:573-586. J. Environ. Eng. Sci. 6, 573–586. doi:10.1139/S07-011

Wöhling, T., Bidwell, V.J., Barkle, G.F., 2012. Dual-tracer, non-equilibrium mixing cell modelling and uncertainty analysis for unsaturated bromide and chloride transport. J. Contam. Hydrol. 140–141, 150–163. doi:10.1016/j.jconhyd.2012.08.001

Wong, J.W.C., Ma, K.K., Fang, K.M., Cheung, C., 1999. Utilization of a manure compost for organic farming in Hong Kong. Bioresour. Technol. 67, 43–46. doi:10.1016/S0960-8524(99)00066-8

Wortmann, C.S., Shapiro, C.A., 2008. The effects of manure application on soil aggregation. Nutr. Cycl. Agroecosystems 80, 173–180. doi:10.1007/s10705-007-9130-6

Wösten, J.H.M., Van Genuchten, M.T., 1988. Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 1762–1770.

Wright, R.J. and Stuczynski, T.I, 1996. Atomic absorption and flame emission spectrometry. In D.L. Sparks et al., Eds. Methods of Soil Analysis, Part 3—Chemical Methods. SSSA Book Series No. 5, SSSA and ASA, Madison WI, 65–90.

Yoshikawa, K., Overduin, P.P., Harden, J.W., 2004. Moisture content measurements of moss (Sphagnum spp.) using commercial sensors. Permafr. Periglac. Process. 15, 309–318. doi:10.1002/ppp.505

Zdanevitch, I., 2012. Étude comparative de la qualité de composts et de digestats issus de la fraction fermentescible d'ordures ménagères, collectée séparément ou en mélange. Paris: INERIS, (Ineris-DRC-12-125976-02525B), 92 p.

Zennegg, M., Munoz, M., Schmid, P., Gerecke, A.C., 2013. Temporal trends of persistent organic pollutants in digested sewage sludge (1993–2012). Environ. Int. 60, 202–208. doi:10.1016/j.envint.2013.08.020

ANNEXES

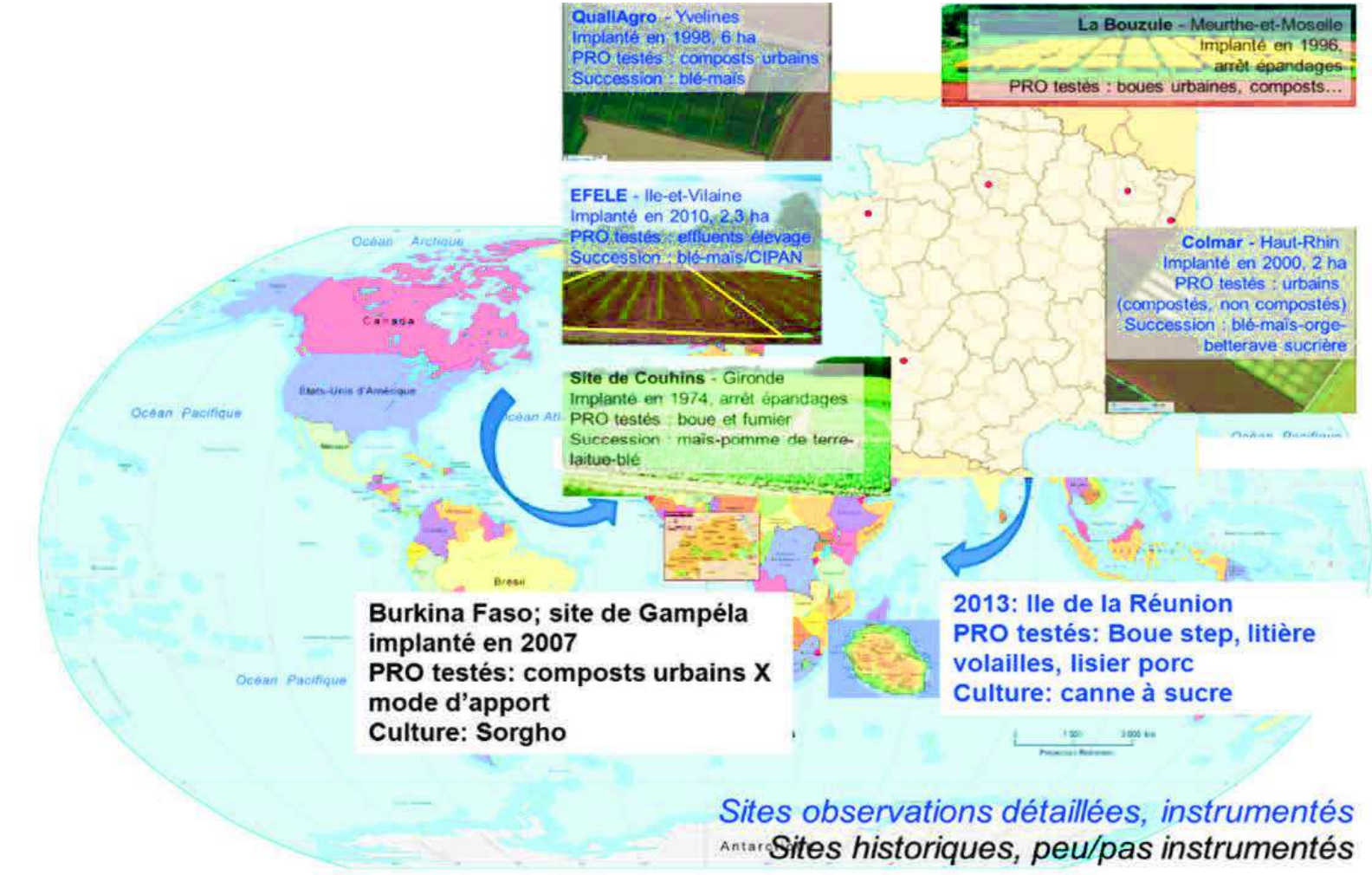
ANNEXES

CHAPITRE 2.

ESSAI AGRONOMIQUE ET DISPOSITIFS DE MESURE

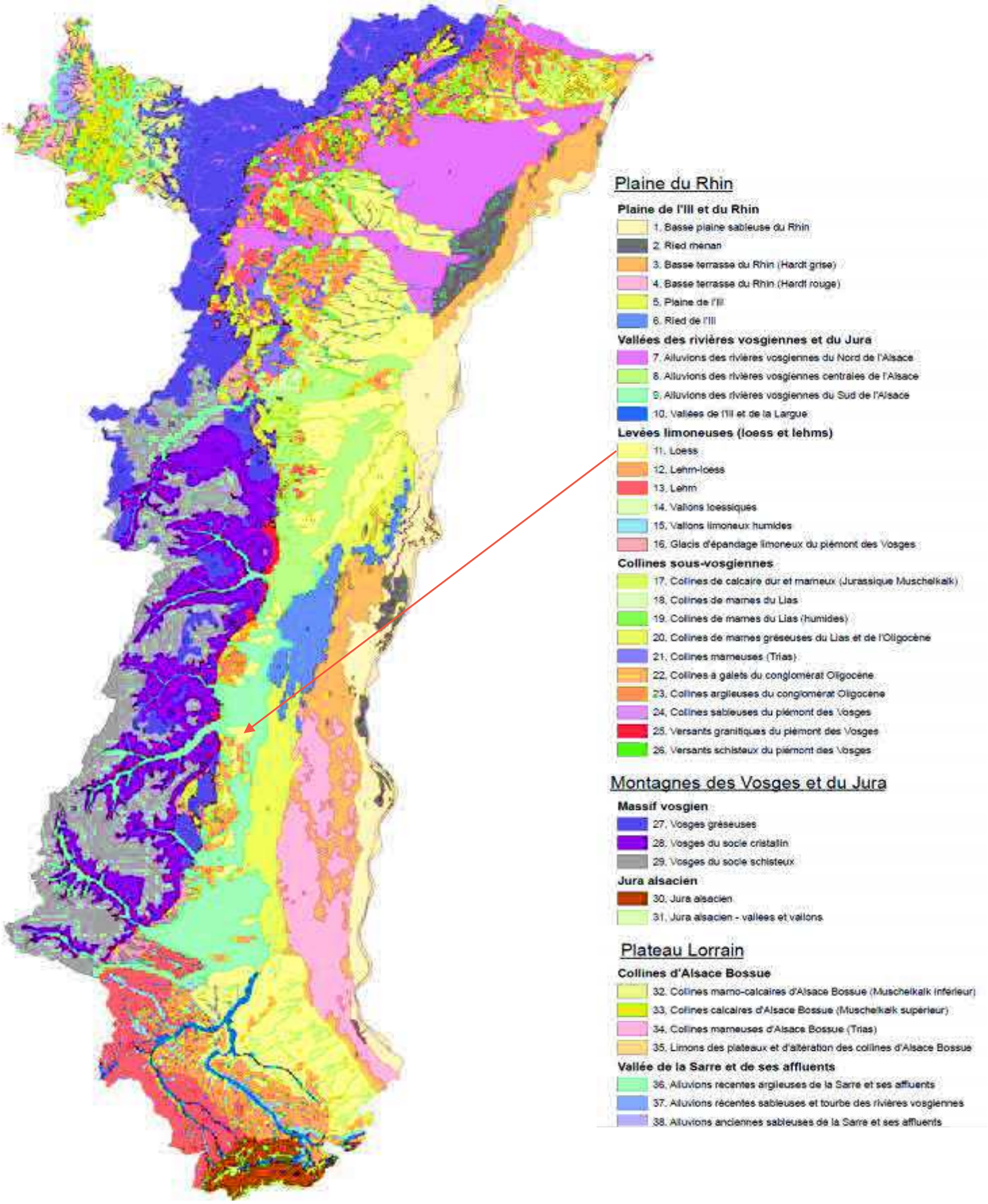
Annexe 2.A

Localisation des différents sites qui composent le SOERE-PRO.



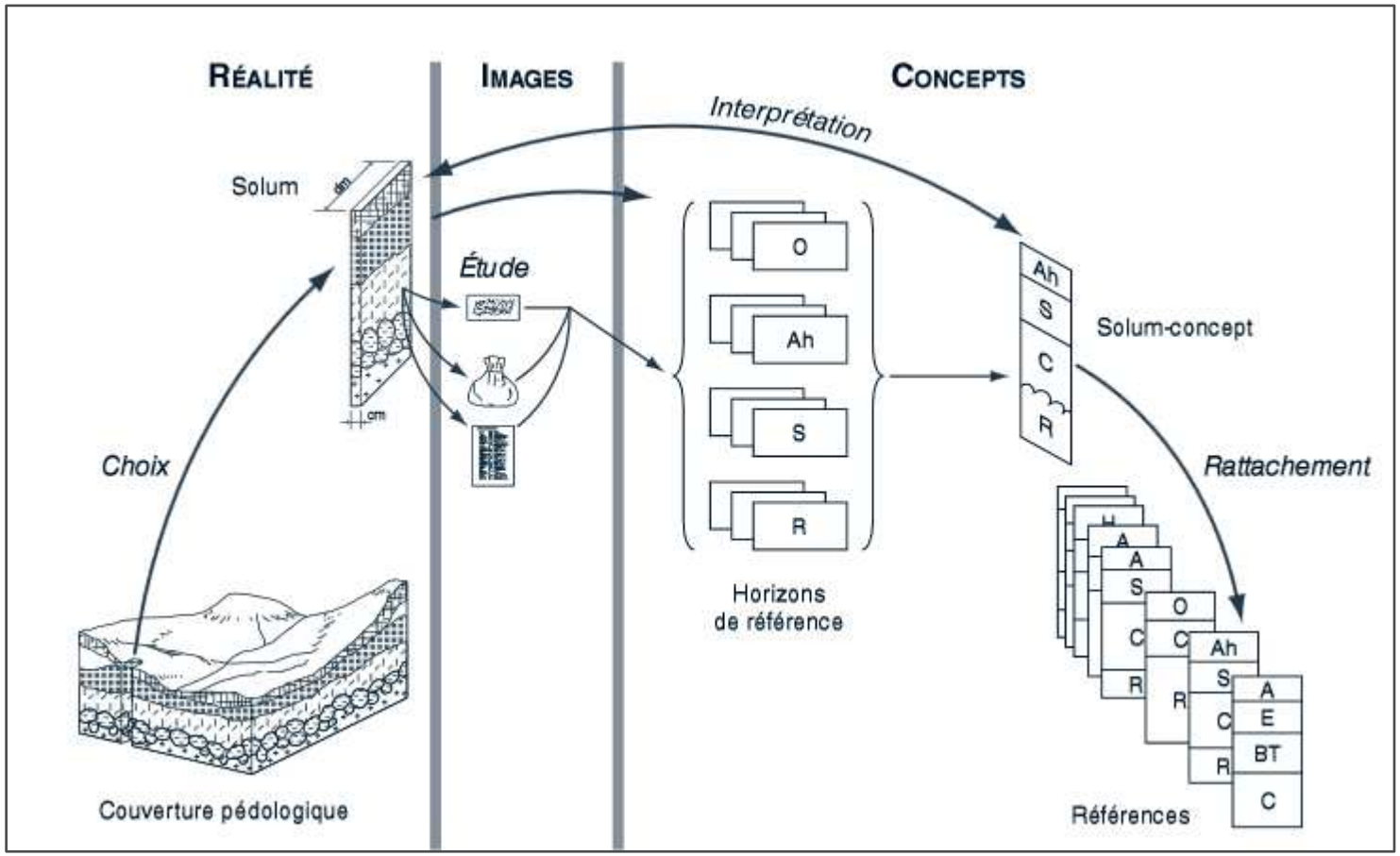
Annexe 2.B

Les 38 Petits Domaines Morphologiques d'Alsace (1/250000ème).



Annexe 2.C

Les différentes étapes du rattachement d'un *solum* au Référentiel pédologique.



Bibliographie

Baize, D., Girard, M.-C., 2008. Référentiel pédologique. Quae.

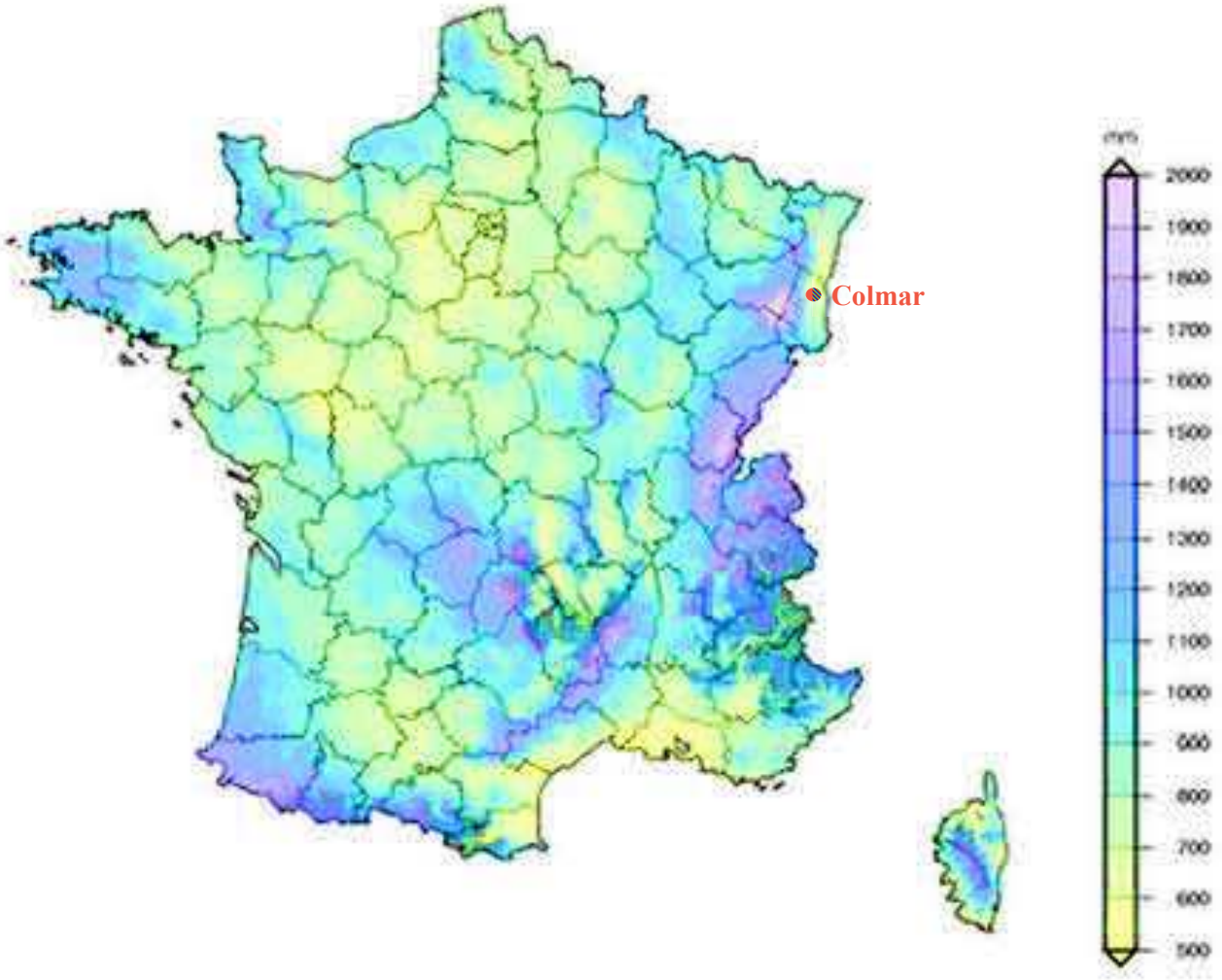
Annexe 2.D

Origine, composition et procédé de compostage des PRO BOUE et DVB épandus depuis 2001 sur les parcelles du dispositif expérimental de l'INRA Colmar.

PRO	Année	Origine	Composition en déchets entrants	Affinage	Fermentation		Maturation	
				mm	procédé	durée	procédé	durée
BOUE	2001	Colmar (68)	Boue de station d'épuration urbaine activée par aération prolongée et déshydratée par centrifugation	/	/	/	/	/
	2003							
	2005							
	2007							
	2009							
	2011							
	2013							
	2014							
DVB	2001	Cernay (68)	Boue STEU + Ecorces + Déchets verts + Copeaux	25 mm	aération forcée sans retournement	6 semaines	sous abri	2 mois
	2003		Boue STEU + Déchets verts + Copeaux + Palettes broyées					
	2005		Boue STEU + Déchets verts + Copeaux + Palettes broyées					
	2007		Boue STEU + Déchets verts + Copeaux + Rafles maïs	17.5 mm		4-5 semaines		
	2009		Boue STEU + Déchets verts + Rafles maïs					
	2011		Boue STEU + Déchets verts					
	2013	Reguisheim (68)	Boue STEU + Déchets verts + Rafles maïs + Refus criblage	20 mm	andains extérieurs + retournements	4-6 semaines	extérieur	4 semaines min.
	2014	Reguisheim (68)	Boue STEU (43 %) + Déchets verts (22 %) + Refus criblage (35 %)	20 mm	andains extérieurs + retournements	4-6 semaines	extérieur	4 semaines min.

Annexe 2.E

Moyenne annuelle de référence 1981–2010 des précipitations (données Météo France).



Annexe 2.F

Données complémentaires concernant le contexte climatique en Alsace.

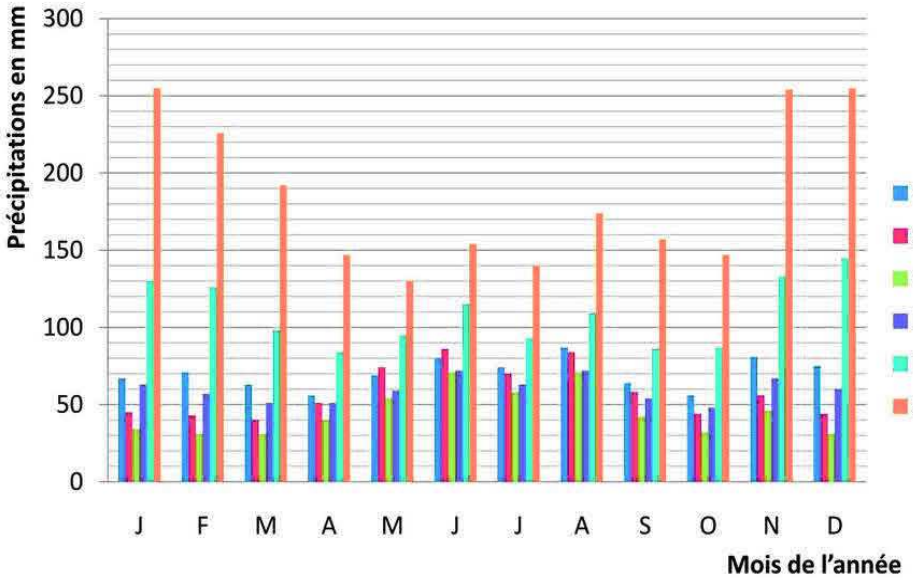


Figure I : Hauteur moyenne des précipitations annuelles constatées entre 1951 et 1980 dans différentes villes d'Alsace (Sell, 1998).

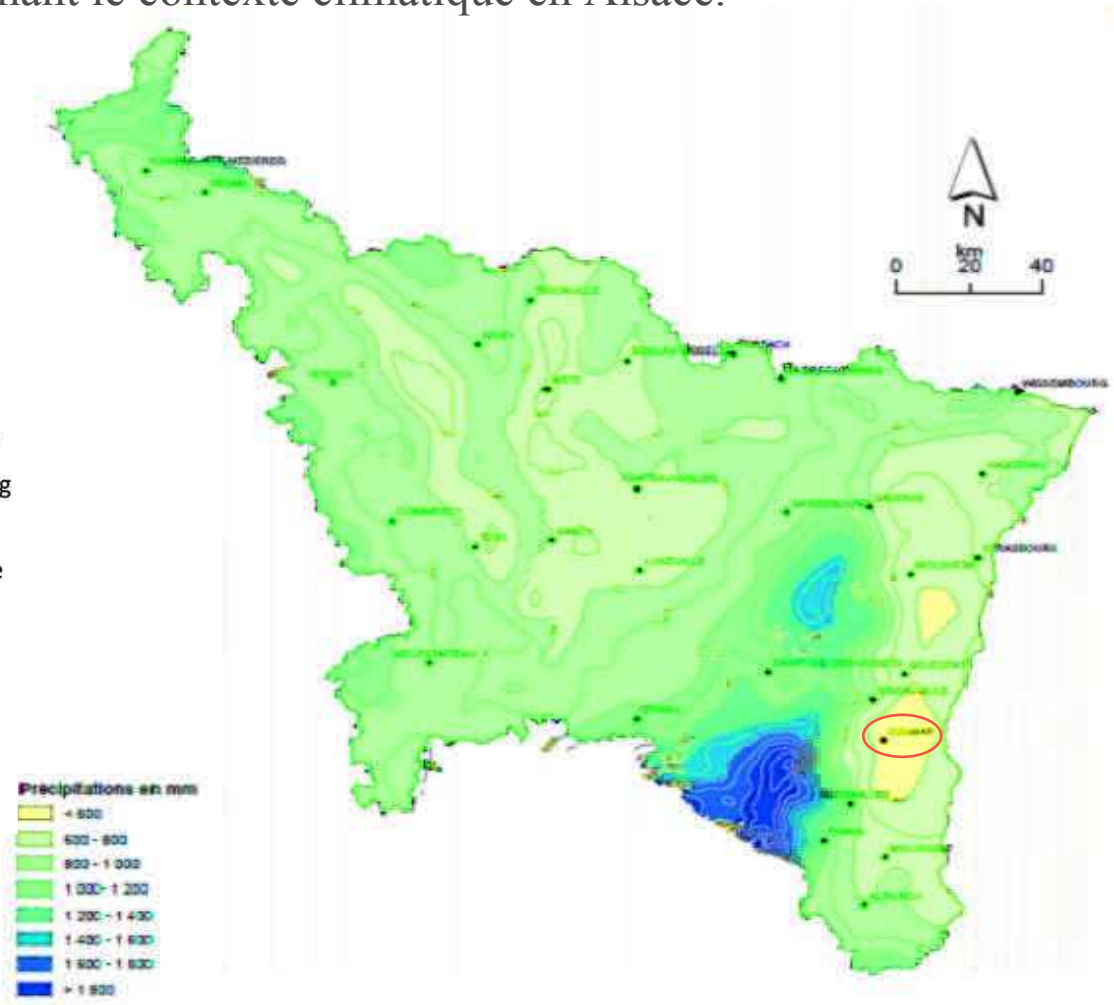


Figure II : Précipitations moyennes interannuelles (1971-1990) du bassin Rhin-Meuse (données Agence de l'eau).

Bibliographie

Sell, Y., 1998. L'Alsace et les Vosges. Delachaux et Niestlé, Lausanne (Suisse).

Annexe 2.G

Protection, implantation et câblage du matériel de suivi hydrique.

En prévision de la mise en place des sondes, une étape de protection du matériel a été réalisée. Celle-ci est cruciale pour assurer un fonctionnement optimal des sondes le plus longtemps possible, ces dernières ainsi que leurs câblages étant, pour rappel, toutes enterrées (hormis les instruments implantés à 10 et 20 cm) et par conséquent sensibles aux conditions climatiques et aux nuisibles présents dans le sol.

L'étape de protection des tensiomètres, détaillée sur l'Image I, est réalisée au travers (*i*) du scotchage des câbles et drains de purge de chaque capteur ; (*ii*) du collage d'un embout PVC protégeant la sortie du câble ; (*iii*) de la mise en place des câbles dans des gaines thermo-rétractables et souples (IP65) collées dans l'embout PVC ; (*iv*) du regroupement de l'ensemble des tensiomètres par parcelle et de leur mise en fourreaux.

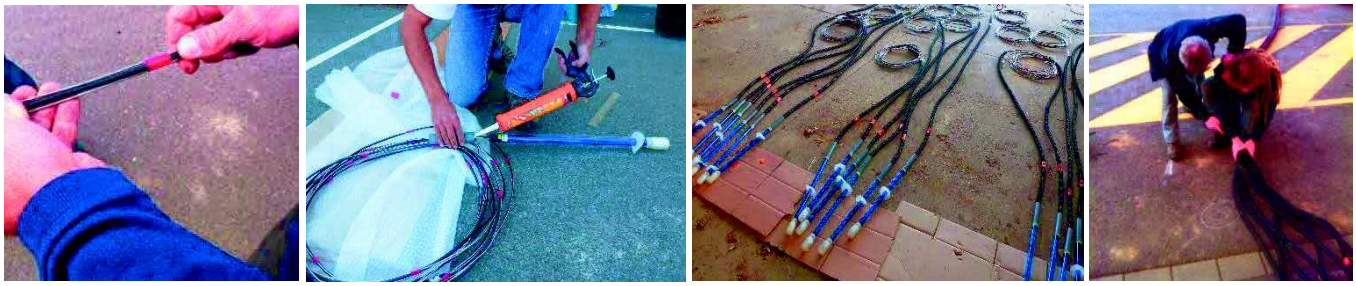


Image I : Protection mise en place pour les tensiomètres avant leur implantation dans le profil de sol instrumenté.

Les tensiomètres implantés sous l'horizon de surface (LAca), soit à partir de 37 cm, sont insérés horizontalement dans le profil, avec un angle de 5° vers le haut conseillé par le fabricant pour retirer un maximum d'air de la céramique poreuse. Les profondeurs d'instrumentation réelles tiennent par conséquent compte de cet angle. Des pré-trous sont creusés à l'aide d'un dispositif adéquat (prêté par le site SOERE EFELE – INRA Rennes, cf. Image II-A) permettant à la totalité de l'instrument d'être inséré dans le profil de sol pour éviter des délogements ou endommagements pouvant se produire lors du rebouchage de la fosse. Les carottes de terre récupérées avec la gouge (Image II-B) sont humidifiées et réutilisées pour recouvrir la céramique (Image II-C) dans le but d'assurer un contact intime entre cette dernière et le sol une fois l'implantation effectuée (Image II-D). Dans le cas des profondeurs instrumentées dans l'horizon travaillé LAca (10 et 20 cm), la même procédure est appliquée pour une implantation depuis la surface et avec un angle vertical de 30 ° vers le bas jugé optimal par le fabricant.

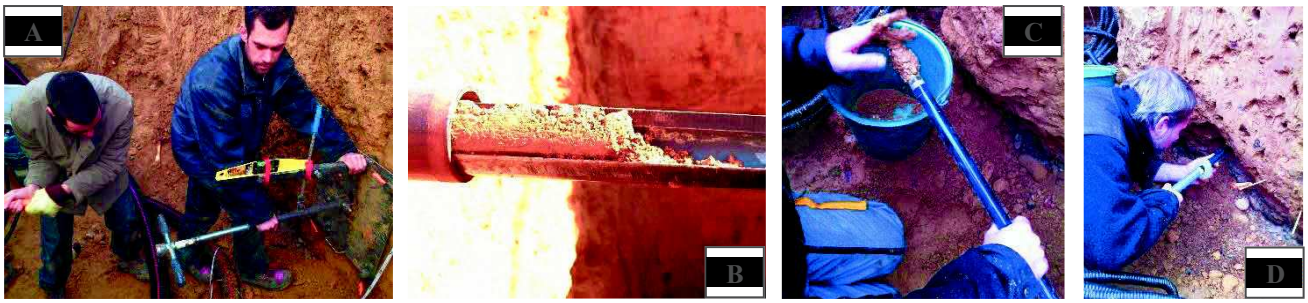


Image II : Procédure d'instrumentation des tensiomètres dans le profil de sol.

Concernant les sondes TDR, l'étape de protection est identique à celle mise en place pour les tensiomètres, la seule différence se situant dans la découpe initiale d'un tube PVC de 15 cm à la scie à métaux et son ponçage pour adapter l'encoche aux dimensions de la résine époxy de chaque sonde (Image III).

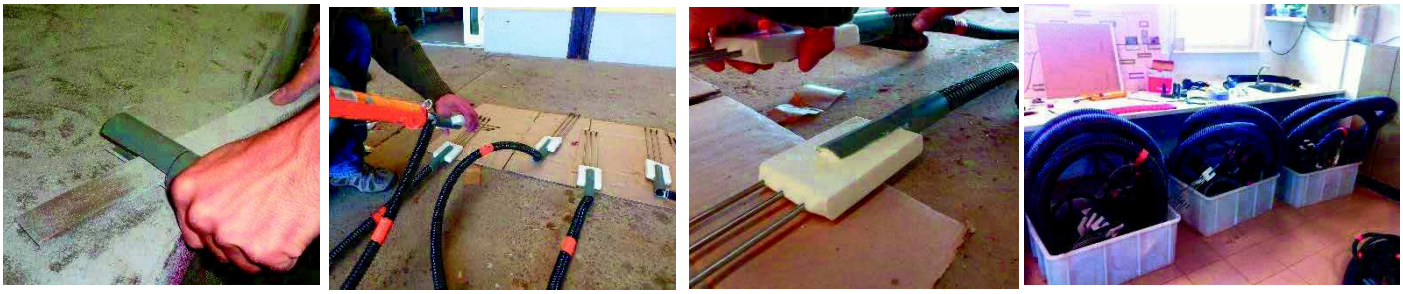


Image III : Protection mise en place pour les sondes TDR avant leur implantation dans le profil de sol instrumenté.

Les sondes TDR sont installées horizontalement à une profondeur d'instrumentation donnée de sorte à ce que les trois broches qui les composent soient situées à une même profondeur pour les mesures de teneur en eau. Après un pré-perçage opéré à l'aide du guide et du modèle en acier fournis par le fabricant (Campbell Scentific), la sonde peut être insérée dans les pré-trous à l'aide du guide qui permet notamment de maintenir les tiges de la sonde droites (Image IV).



Image IV : Procédure d'instrumentation des sondes TDR.



Les sondes de température sont quant à elles directement mises dans des gaines, insérées dans les fourreaux des autres capteurs et implantées aux profondeurs ciblées. Enfin, de la mousse expansive remplit la sortie des gaines de chaque fourreau pour éviter que trop d'eau ne s'y infiltre et y stagne au cours du temps (Image V).

Image V : Mousse expansive empêchant l'infiltration d'eau dans les fourreaux.

La fosse est finalement rebouchée à l'aide d'engins de chantiers (bulldozer, pelleteuse, etc...) le 03/12/2012, soit un peu plus de deux mois après son ouverture (Image VI-A). En outre, seule une zone située en bordure de parcelle n'est pas totalement recouverte pour permettre l'insertion de regards en béton qui accueillent les câbles relatifs aux branchements des sondes implantées à 10 et 20 cm (Image VI-B), ces dernières devant être retirées puis remise en place avant et après chaque opération de travail du sol.



Image VI : Rebouchage de la fosse d'instrumentation et mise en place des regards en bordure de parcelle pour les instruments de surface.

Dernière étape de la procédure d'instrumentation, les connexions de l'ensemble des instruments sont réalisées avec une centrale de mesure CR1000 (Campbell Scientific) mise en place dans un coffret disposé dans le regard central (Image VII-A et B). Celle-ci est reliée à un module TDR100 (Image VII-C) qui permet la mesure de la teneur en eau du sol aux différentes profondeurs instrumentées avec les sondes TDR (cf. Chapitre 3). Trois multiplexeurs 8 voies pour câble coaxial de 50 ohm (SDMX50-SP, cf. Image VII-D) sont connectés au module TDR 100 pour assurer la connexion des 24 sondes TDR implantées sur les trois parcelles en sol nu.
De plus, pour permettre le câblage de l'ensemble des capteurs de température et tensiomètres à la CR1000, un multiplexeur AM16/32B est interfacé avec la centrale de mesure et permet l'ajout de voies de câblages, augmentant significativement le nombre de capteurs pouvant être mesurés (Image VII-E).



Image VII : Coffret contenant la centrale d'acquisition CR1000 et les différents modules associés qui permettent le raccordement de l'ensemble des instruments de mesure (tensiomètres, sondes TDR et thermistances).

Enfin, la CR1000 est alimentée par une batterie au plomb d'une tension électrique de 12 V (avec régulateur de charge) et d'une capacité de 24 Ah (YUASA NP24-12I). Celle-ci est rechargée à l'aide d'un panneau solaire 30 W disposée sur un mat à proximité des parcelles (Image VIII). Le voyant vert visible sur l'Image VIII indique un bon fonctionnement de la batterie, tandis que le rouge informe d'une charge de cette dernière en cours par le panneau solaire. Il faut également noter que l'exécution du programme de la CR1000 est suspendue lorsque l'alimentation principale est inférieure à 9.6 V, ce qui réduit le nombre de mesures inexactes. Enfin, les données acquises par les instruments sont récupérées via l'interface du logiciel PC200W (Image IX).



Image VIII : Branchements effectués dans la centrale d'acquisition CR1000 et connexion au panneau solaire situé sur un mat.



Image IX : Interface d'accueil du logiciel PC200Wd'acquisition des données instrumentales.

ANNEXES

CHAPITRE 3.

IMPACT DES APPORTS DE PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDRIQUES D'UN SOL NU

Annexe 3.A

Correction de l'évapotranspiration potentielle de référence pour un sol nu : méthodologie employée et résultats obtenus.

Le processus d'évaporation de l'eau représente son passage d'un état liquide à un état de vapeur dans l'atmosphère. Définie par Brutsaert (1982) comme *« se référant au taux d'évaporation d'une large surface recouverte entièrement et uniformément de végétation en croissance active, avec un taux d'humidité adéquat à tout moment »,* l'évapotranspiration est également reconnue par Wallace (1995) comme étant « *la composante du cycle de l'eau le plus difficile à quantifier* », et impliquant, comme son nom l'indique, le processus d'évaporation mais également celui de transpiration végétale. Phénomène extrêmement complexe, faisant intervenir de nombreux paramètres aérodynamiques, énergétiques et biologiques, l'évapotranspiration potentielle est utilisée comme variable intermédiaire pour décrire la demande évaporatoire de l'atmosphère.
Il s'agit de faire la distinction entre le volume d'eau effectivement évapotranspiré et celui qui pourrait l'être s'il était disponible, c'est-à-dire si l'eau ne représentait plus un facteur limitant. C'est ainsi que se différencie l'évapotranspiration réelle (ETR) de l'évapotranspiration potentielle (ETP) (Thornthwaite, 1948).
Des classifications proposées dénombrent cinq types de méthodes d'estimation de l'ETP (Oudin, 2004 ; Xu et Singh, 2001) avec celles (*i*) du bilan hydrique et l'utilisation de bacs à évaporation, d'évaporomètre Piche ou encore de cases lysimétriques ; (*ii*) aérodynamiques, se basant sur le concept du mouvement de la vapeur d'eau de la surface évaporante (Singh et Xu, 1997) ; (*iii*) combinatoires, combinant l'approche aérodynamique avec celle du bilan d'énergie selon les travaux de Penman (1948) et jugées comme étant les plus satisfaisantes, d'un point de vue physique, pour estimer l'ETP (Jensen et al., 1990) ; (*iv*) basées sur la température, avec par exemple la formule de Thornthwaite (1948) ; (*v*) basées sur le rayonnement, comme la formule de Turc (1955).
Dans le cas du calcul de l'ETR des sols nus étudiés, deux méthodes ont été utilisées. La première va consister à calculer le bilan hydrique d'un volume de sol sur un intervalle de temps donné à l'aide d'une case lysimétrique dont le profil est instrumenté avec cinq sondes TDR. La seconde sera basée sur le calcul d'une ETP obtenue en suivant la méthode combinatoire établie par Allen et al. (1998) dans le rapport 56 de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). L'évapotranspiration de référence (ET_0) obtenue va être utilisée comme calcul préliminaire à celui de l'ETR (nommée E_s par la FAO) par détermination d'un coefficient cultural de façon mensuelle.

Calcul du bilan hydrique sur les cases lysimétriques instrumentées

L'utilisation de lysimètres est reconnue par de nombreux auteurs comme une des méthodes standards pour la mesure de l'évapotranspiration (Allen et al., 2011 ; Rana et Katerji, 2000). Bien que l'évaluation la plus

rigoureuse soit obtenue à l'aide de lysimètres de précision équipés de balances (Malone et al., 2000 ; Schrader et al., 2013), l'utilisation de sondes TDR pour mesurer les teneurs en eau du sol, et déterminer les stocks en fonction du temps, est également souvent utilisée dans ce but (Allen et al., 2011 ; Lafond et al., 2014). Le site expérimental de la plateforme PRO'spective de Colmar est équipé de six cases lysimétriques dont deux sont instrumentées avec cinq sondes TDR réparties sur l'ensemble du profil de sol de 1 m de profondeur (10, 20, 40, 60 et 80 cm). L'objectif est d'estimer l'ETR du sol nu à partir des données fournies par les capteurs implantés dans le profil des cases instrumentées et donc par un calcul de bilan hydrique selon :

$$ETR = P - V_D \pm \Delta S \qquad \textbf{A3-1}$$

où P représente la pluviométrie [mm], V_D le volume d'eau drainé [mm], durant la période d'étude et ΔS la variation du stock d'eau à l'intérieur de la case [mm] obtenue à partir des variations des données TDR sur la période d'étude.

Finalement, l'établissement de coefficients calculés par le rapport entre ETR mesurée et l'ETP Penman journalière fournie par la station météorologique située à quelques mètres des cases pourra être réalisé sur une période donnée, cette dernière étant par exemple choisie en fonction des saisons, de façon à garder une certaine cohérence climatique (température, vitesse du vent, etc...) pour un même coefficient calculé.
Déjà utilisée dans le cadre d'un stage effectué à l'INRA Colmar sur le suivi de la qualité des eaux de drainage et des concentrations en nitrates sur les cases lysimétriques du dispositif (Limon Yanez, 2010), cette méthode *a priori* aisée à mettre en place reste néanmoins *ad hoc*, donc spécifique du sol pour lequel elle est considérée, ne permettant aucune généralisation. De plus, les sondes TDR peuvent être concernées par de nombreux dysfonctionnements qui empêchent l'acquisition de données fiables et donc le calcul de l'ETR sur des périodes de temps de plusieurs jours/semaines/mois selon le type de problème rencontré. Par conséquent, les facteurs de correction ne pourront être calculés périodiquement, une même valeur devant être appliquée aux données d'ETP durant, par exemple, une saison entière et indépendamment du type d'évènement climatique. Ceci peut engendrer des erreurs non négligeables sur certaines valeurs d'ETR obtenues à l'échelle journalière. Enfin, dernier inconvénient à la mise en place de cette méthode, et non des moindres, les données de teneur en eau fournies par les sondes TDR et permettant le calcul des variations de stocks ne sont pas étalonnées. En effet, l'infaisabilité d'un suivi gravimétrique permettant l'étalonnage de données TDR est inhérente à l'impossibilité de mettre en place de quelconques prélèvements d'échantillons de terre sur les cases lysimétriques. L'importance de la mise en place de suivis gravimétriques pour la correction de données de teneurs en eau fournies par des sondes TDR ayant été démontrée sur les parcelles, les facteurs de correction obtenus pourront ainsi être biaisés de manière plus ou moins importante selon les différences entre dynamiques instrumentales des teneurs en eau constatées sans corrections et celles qui le seraient si les capteurs avaient pu être étalonnés.

Néanmoins, au vu des inconvénients et des nombreuses incertitudes associées à la méthode d'évaluation de l'évapotranspiration par calcul de bilans hydriques à l'aide du dispositif de cases lysimétriques dont nous disposons, nous déterminerons l'évaporation réelle journalière de nos sols nus selon une méthode établie par Allen et al. (1998) pour la FAO.

Calcul de l'évapotranspiration de référence et application de coefficients culturaux

La méthode combinatoire établie par Allen et al. (1998) se base sur le calcul préalable d'une ETP dénommée évapotranspiration de référence par la FAO (ET_0) selon l'équation de Penman-Monteith (Monteith, 1965). Cette dernière est basée sur les travaux de Penman (1948, 1956) qui définit l'ETP comme étant « *l'évaporation d'une pelouse rase suffisamment étendue, en bon état et convenablement alimentée en eau* ». Dans un second temps, une estimation de l'évaporation réelle du sol (E_s) a été obtenue par le calcul de coefficients culturaux (K_c) régit par les propriétés de la culture en place ou plus justement par l'absence de plante dans notre cas.

L'équation de Penman-Monteith (Monteith, 1965) fait intervenir de façon explicite des paramètres liés aux caractéristiques de végétation et est ainsi considérée comme la première tentative de schématisation globale des transferts sol-végétation-atmosphère (Oudin, 2004). Méthode de calcul standard et recommandée par la FAO comme unique formule de l'évapotranspiration de référence ET_0, cette équation s'écrit :

$$ET_0 = ET_{rad} + ET_{aero} = \frac{1}{\lambda}\left[\frac{\Delta(R_n - G) + \frac{c_p \rho_a}{r_a}(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma\left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)}\right] \quad \textbf{A3-2}$$

où ET_{rad} est le terme radiatif [mm.j^{1}] et ET_{aero} le terme aérodynamique [mm.j^{-1}] de l'évapotranspiration de référence.

Les expressions et/ou valeurs des variables et des constantes qui composent l'Équation A3-2 sont visibles ci-dessous, avec :

- ✓ la chaleur latente de vaporisation λ [MJ.kg^{-1}] à la température moyenne de l'air T [°C] donnée par Harrison (1963) selon :

$$\lambda = 2.501 - (2.361 \times 10^{-5})T \quad \textbf{A3-3}$$

- ✓ le rayonnement net R_n [MJ.m^{-2}.j^{-1}] peut être estimé par (Allen et al., 1998) :

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} = (1 - \alpha)R_s - f\varepsilon'\sigma\left(\frac{T_{max}^4 + T_{min}^4}{2}\right) \quad \textbf{A3-4}$$

où R_{ns} et R_{nl} représentent respectivement le rayonnement dans les courtes et grandes longueurs d'ondes [MJ.m^{-2}.j^{-1}], α l'albédo du sol [-] (0.23 selon Allen et al. (1998)), σ la constante de Stefan-Boltzmann (4.90*10^{-9} MJ.m^{-2}.K^{-4}.j^{-1}) et T_{min} et T_{max}, les températures minimales et maximales constatées au cours de la journée [°C]. Le rayonnement solaire R_s [MJ.m^{-2}.j^{-1}] est donné par :

$$R_s = \left(a_s + b_s \frac{n}{N}\right) R_a \quad \textbf{A3-5}$$

avec a_s et b_s, paramètres d'Angström [-] variant en fonction des conditions atmosphériques et de la déclinaison solaire d_r, n la durée effective d'ensoleillement [heure], N la durée maximum d'ensoleillement possible [heure] et enfin R_a le rayonnement extraterrestre journalier [MJ.m^{-2}.j^{-1}] donné par :

$$R_a = \frac{24 \times 60}{\pi} G_{sc} d_r [\omega_s \sin(\varphi) \sin(\delta) + \cos(\varphi) \cos(\delta) \sin(\omega_s)] \quad \textbf{A3-6}$$

où G_{sc} est la constante solaire (= 0.082 [MJ.m^{-2}.min^{-1}]), φ la latitude de Colmar (≈ 48.083 [°]).

L'inverse de la distance relative entre la terre et le soleil d_r est décrit par la formule suivante :

$$d_r = 1 + 0.033\, cos\left(\frac{2\pi}{365} J\right) \quad \textbf{A3-7}$$

où J représente le nombre du jour julien de l'année.

La déclinaison solaire δ [rad] est exprimée suivant la relation ci-dessous :

$$\delta = 0.409 \sin\left(\frac{2\pi}{365} J - 1.39\right) \quad \textbf{A3-8}$$

Enfin, l'angle ω_s formé par la direction du coucher du soleil [rad] est donné par :

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\varphi) \tan(\delta)] \quad \textbf{A3-9}$$

Le facteur d'ennuagement f [-] est défini selon :

$$f = \left(a_c \frac{R_s}{R_{s0}} + b_c\right) \quad \textbf{A3-10}$$

où a_c et b_c sont des valeurs de calibration respectivement égales à 1.35 et -0.35 [-] (Jensen et al., 1990 ; Wright et Jensen, 1972) et R_{s0} le rayonnement solaire par temps clair [MJ.m^{-2}.j^{-1}] donné par :

$$R_{s0} = (0.75 + 2 \times 10^{-5} z) R_a \quad \textbf{A3-11}$$

où z est l'altitude de Colmar par rapport au niveau de la mer (186 m).

L'émissivité nette ε' [-] est donné par :

$$\varepsilon' = \left(a_1 + b_1 \sqrt{e_a}\right) \quad \textbf{A3-12}$$

où a_1 et b_1 sont les coefficients de corrélation respectivement égaux à 0.34 et -0.14 [-] (Brunt, 1932 ; Jensen et al., 1990).

- ✓ le flux de chaleur journalier G [MJ.m^{-2}.j^{-1}] sous le gazon de référence établi par Allen et al. (1998) comme étant très petit et fixé à zéro ;

- ✓ la pression de vapeur saturante e_s [kPa] (Tetens, 1930) qui s'écrit selon la relation suivante :

$$e_s = 0.6108\, exp\left[\frac{17.27T}{T + 237.3}\right] \quad \textbf{A3-13}$$

- ✓ la pression de vapeur réelle e_a (kPa) donnée par :

$$e_a = e_s \times \frac{RH}{100} \quad \textbf{A3-14}$$

où RH représente l'humidité relative moyenne de l'air [%].

- ✓ la pente de la courbe exprimant la relation entre pression de vapeur à saturation et température notée Δ [kPa.°C^{-1}] est donnée par Murray (1967) :

$$\Delta = \frac{(17.27 \times 237.3)e_s}{(T + 237.3)^2} \quad \textbf{A3-15}$$

- ✓ la constante psychrométrique γ [kPa.°C^{-1}] (Brunt, 1952) définie par :

$$\gamma = \frac{c_p P}{\varepsilon \lambda} \quad \textbf{A3-16}$$

avec c_p la chaleur spécifique de l'air à pression constante (= 1.013*10^{-3} [MJ kg^{-1} °C^{-1}], ε le ratio des masses molaires de la vapeur d'eau et de l'air sec (0.622) et P la pression atmosphérique [kPa] donnée par :

$$P = P_0 \left(\frac{T_{k0} - \alpha z}{T_{k0}}\right)^{\frac{g}{\alpha R}} \quad \textbf{A3-17}$$

avec P_0 la pression atmosphérique du niveau de la mer (101.3 kPa), T_{k0} la température de référence (293 K) et α le gradient adiabatique sec en air saturé donné par Burman et al. (1987) (0.0065 K.m^{-1}).

- ✓ la masse volumique moyenne de l'air à pression constante ρ_a [kg.m^{-3}] établie selon la loi des gaz parfaits :

$$\rho_a = \frac{P}{T_{kv} R} \quad \textbf{A3-18}$$

où R la constante universelle des gaz parfaits (0.287 kJ.kg^{-1}.K^{-1}) et T_{kv} est la température virtuelle [K] définie par :

$$T_{kv} \approx 1.01\ (T + 273) \quad \textbf{A3-19}$$

- ✓ la résistance de surface r_s [s.m^{-1}] définie par :

$$r_s = \frac{r_i}{0.5\ LAI} \quad \textbf{A3-20}$$

où r_i est la résistance moyenne journalière du stomate d'une feuille (≈ 100 s.m^{-1}) et le LAI l'indice de surface foliaire [-] expression introduite par Allen et al. (1989) selon :

$$LAI = 24 h_c \quad \textbf{A3-21}$$

avec h_c la hauteur du couvert végétal, soit 0.12 m selon Allen et al. (1998).

- ✓ la résistance aérodynamique [s.m^{-1}] déterminée par :

$$r_a = \frac{\ln\left(\frac{z_m - d}{z_{om}}\right) \times \ln\left(\frac{z_h - d}{z_{oh}}\right)}{k^2 u_{Zm}} \quad \textbf{A3-22}$$

avec z_m et z_h les hauteurs respectives de mesures de vitesse du vent et température et d'humidité (2 m), k la constante de von Karman (0.41 [-]), u_z la vitesse du vent [$m.s^{-1}$] mesurée à la hauteur z_m, d la hauteur de déplacement du profil de vent [m] donnée par :

$$d = \frac{2}{3} h_c \qquad \textbf{A3-23}$$

Enfin, z_{om} et z_{oh}, sont les longueurs de rugosité respectives de la quantité de mouvement ainsi que de la vapeur d'eau et de la chaleur sensible [m] (Brutsaert, 1975 ; Calvet, 1988), définies par :

$$z_{om} = 0.123 h_c \qquad z_{oh} = 0.1 z_{om} = 0.0123 h_c \qquad \textbf{A3-24}$$

Une fois l'évapotranspiration de référence journalière (ET_0) obtenue, l'évaporation réelle des sols nus (E_s) pourra être déterminée à l'aide du calcul de coefficients culturaux selon la méthode établie par Allen et al. (1998) pour la FAO. Dans le cas d'un sol cultivé, le calcul de l'évapotranspiration réelle ET_c [$mm.j^{-1}$] selon l'Équation A3-12 est régi par (*i*) les conditions météorologiques de par le calcul de l'ET_0 ; (*ii*) les propriétés de la culture en place à travers le coefficient cultural K_c.

$$ET_c = K_c \times ET_0 \qquad \textbf{A3-25}$$

Cependant, pour un sol nu, la valeur de ce coefficient est principalement influencée par la fréquence et les quantités de précipitations et est donc approximée comme correspondante à celle calculée durant la période initiale du développement de la culture, soit par $K_c = K_{c\ ini}$ [-] (Doorenbos et al., 1979).

Comme décrit par la FAO, deux étapes caractérisent le processus d'évaporation ayant lieu en sol nu (Figure I). La première, dite limitée par l'énergie, considère qu'une quantité suffisante d'eau facilement évaporable (REW [mm] pour « Readily Evaporable Water ») est présente en surface (généralement sur 0-15 cm) pour satisfaire la demande climatique. L'évaporation est par conséquent gouvernée par l'énergie disponible à la surface du sol. La seconde phase, dite limitée par le sol, est constatée après assèchement, lorsque le transport d'eau à la surface par l'horizon sous-jacent n'est plus assurée de sorte à satisfaire la demande climatique.

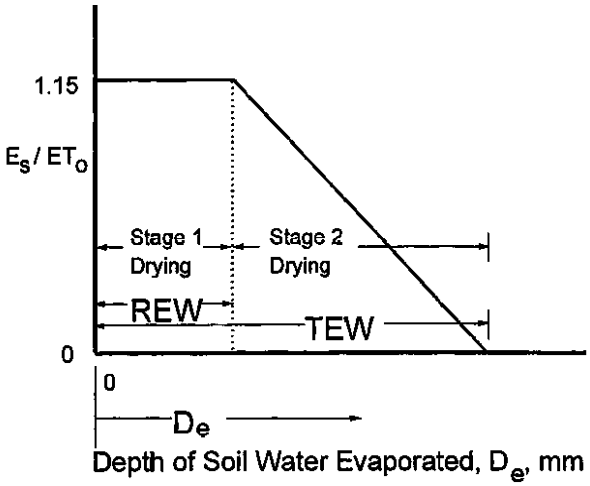


Figure I : Valeur du coefficient $K_{c\ ini}$ en fonction de la déplétion d'eau cumulée de l'horizon de surface (Allen et al., 1998).

L'eau s'évapore donc en partie sous la surface, l'énergie requise étant fournie par le transport de chaleur depuis la surface du sol. Par conséquent, la quantité d'eau évaporée durant cette deuxième étape est égale à la totalité pouvant être évaporée (TEW [mm] pour « Total Evaporable Water ») auquel est soustraite la quantité d'eau qui l'est facilement (Figure I).

Établi par Allen et al. (1998), le coefficient $K_{c\ ini}$ appliqué à l'évaporation potentielle de Penman-Monteith est calculé selon l'Équation A3-13 suivante :

$$K_{c\ ini} = \frac{TEW - (TEW - REW)\exp\left[\frac{-(t_w - t_1)E_{so}\left(1 + \frac{REW}{TEW - REW}\right)}{TEW}\right]}{t_w ET_0} \quad \textbf{A3-26}$$

avec :

- ✓ t_w l'intervalle moyen entre les évènements pluvieux [j] défini par :

$$t_w = \frac{L_{ini}}{n_w + 0.5} \quad \textbf{A3-27}$$

avec L_{ini} le nombre de jours composant la période de calcul et n_w, le nombre d'évènements pluvieux au cours de cette période [-].

- ✓ t_1 la durée de la première phase d'évaporation (REW) [j] donnée par :

$$t_1 = \frac{REW}{E_{so}} \quad \textbf{A3-28}$$

- ✓ TEW la quantité totale d'eau susceptible d'être évaporée définie selon :

$$TEW = 1000(\theta_{FC} - 0.5\,\theta_{WP})Z_e\sqrt{\frac{ET_0}{5}} \quad \textbf{A3-29}$$

avec θ_{FC} la teneur en eau de la couche de surface à la capacité au champ [$cm^3.cm^{-3}$], θ_{WP} la teneur en eau de la couche de surface au point de flétrissement [$cm^3.cm^{-3}$], Z_e la profondeur de surface sujette au séchage par évaporation et fixée à une valeur recommandée de 0.15 m.

$$P_{mean} = \frac{\sum P_n}{n_w} \quad \textbf{A3-30}$$

où, P_n est la quantité de précipitations associée à un évènement pluvieux [mm].

À noter que, dans le cas où la pluviométrie moyenne des évènements (P_{mean}, cf. Équation A3-17) est inférieure à TEW, l'étape du processus d'évaporation limitée par l'énergie peut se terminer plus rapidement que prévu, nécessitant ainsi la correction de la valeur de TEW selon les formules suivantes :

$$TEW_{corr} = 10\ pour\ 2.5 < P_{mean} < 10$$
$$\text{et}\quad TEW_{corr} = \min\left[28, 13\sqrt{ET_0}\right]\ pour\ P_{mean} > 40 \quad \textbf{A3-31}$$

- ✓ la quantité d'eau facilement évaporable est quant à elle décrite par les relations suivantes :

$$REW = \min\left[max\left(2.5, \frac{6}{\sqrt{ET_0}}\right), 7\right] \; pour \; 2.5 < P_{mean} < 10 \quad \textbf{A3-32}$$

et $$REW = \min[9, TEW_{corr} - 0.01] \; pour \; P_{mean} > 10 \quad \textbf{A3-33}$$

Finalement, le coefficient $K_{c\ ini}$ a été établi périodiquement pour calculer l'évaporation réelle selon la relation suivante :

$$E_s = K_{c\ ini} \times ET_0 \quad \textbf{A3-34}$$

Notons que, dans le cas où t_1 est plus grand que t_w, le processus d'évaporation réside entièrement dans la première étape, la valeur du coefficient $K_{c\ ini}$ étant alors fixée empiriquement à 1.15. En effet, le fait que l'évaporation réelle soit supérieure à l'ET_0 est justifiable par la faible valeur d'albédo d'un sol nu dans un état hydrique humide et par la possibilité de stockage de chaleur durant les périodes sèches qui précèdent la ré-humectation de la couche de surface. Ainsi, l'évaporation réelle correspondante, E_{so}, est définie par :

$$E_{so} = 1.15 \times ET_0 \quad \textbf{A3-35}$$

Finalement, trois calculs de coefficients culturaux $K_{c\ ini}$ sont effectués selon que les épisodes pluvieux soient : (*i*) compris entre 2.5 et 10 mm ($K_{c\ ini\ <10\ mm}$) ; (*ii*) supérieurs à 40 mm ($K_{c\ ini\ >40\ mm}$) ; (*iii*) compris entre 10 et 40 mm, le coefficient étant alors calculé selon l'Équation A3-22.

$$K_{c\ ini} = K_{c\ ini<10\ mm} + \frac{(P_{mean} - 10)}{(40 - 10)}[K_{c\ ini>40\ mm} - K_{c\ ini<10\ mm}] \quad \textbf{A3-36}$$

La valeur de $K_{c\ ini}$ à appliquer à l'ET_0 est ensuite obtenue par le calcul de la moyenne arithmétique des différents coefficients établis sur la période donnée. En définitive, un coefficient $K_{c\ ini}$ a donc été calculé pour chaque mois de l'année à partir de février 2013 et selon les données climatiques fournies par la station météorologique. Il a ensuite été appliqué aux ET_0 selon l'Équation A3-20 et a permis l'obtention de valeurs d'évaporation réelle journalières (E_s).

Comparaison entre ET_0 et ETP calculée par la station météorologique AgroClim

L'$ETP_{CLIMATIK}$, à savoir l'évapotranspiration potentielle fournie de façon journalière par l'outil de mise à disposition de données climatiques de l'INRA aux utilisateurs (CLIMATIK) est calculée automatiquement selon la méthode établie par Penman (1948) à partir des données enregistrées par la station météorologique. Cette dernière ne fait pas intervenir explicitement de paramètres liés aux caractéristiques de la végétation, contrairement à la formule de Penman-Monteith utilisée dans le cadre du calcul de l'ET_0 (Allen et al, 1998 ; Monteith, 1965). Aucune information supplémentaire n'a toutefois pu être obtenue concernant la méthode

exacte d'établissement de cette $ETP_{CLIMATIK}$ et notamment concernant les valeurs d'albédo du sol (Équation A3-4) et des paramètres d'Angström (a_s et b_s) qui interviennent dans le calcul de l'évapotranspiration potentielle. Des comparaisons sont par conséquent effectuées entre ETP calculées (*i*) par CLIMATIK à partir des données de la station météorologique du site expérimental ; (*ii*) selon la méthode établie par Allen et al. (1998) pour la FAO. Celles-ci sont effectuées sur la période considérée pour le calcul mensuel des coefficients culturaux $K_{c\ ini}$ de correction correspondant, au mois près, aux périodes de modélisation établies pour la caractérisation des paramètres qui permettent la description de l'hydrodynamique du sol.

Tableau I : Bilan des différentes évapotranspirations potentielles et réelles calculées : sommes et moyennes journalières sur une période de plus de deux ans d'étude.

01/02/2013-28/02/2015	*$ETP_{CLIMATIK}$*	*ET_0*	*E_s*
		[mm]	
Somme	**1519**	**1431**	**805**
Moyenne journalière	**2.00**	**1.89**	**1.06**

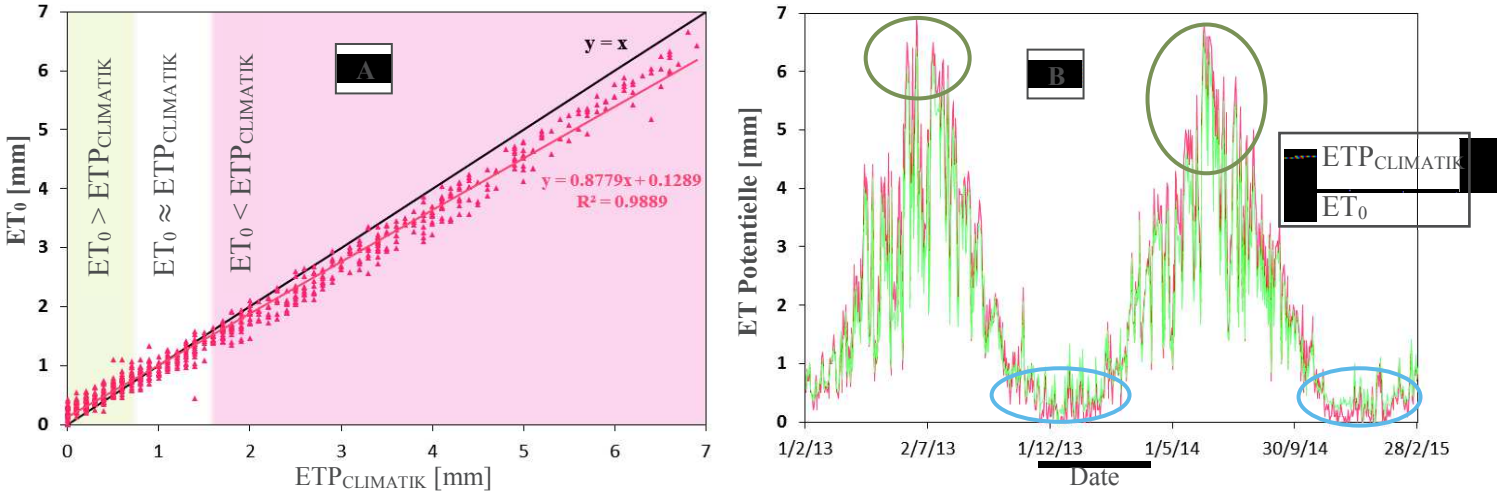


Figure II : Comparaisons entre ETP calculées par CLIMATIK et selon la méthode établie par la FAO à travers : (*i*) la relation $ET_0 = f(ETP_{CLIAMTIK})$ (A) ; (*ii*) les variations des valeurs journalières des deux types d'ETP en fonction du temps (B).

Nous constatons que les valeurs d'ETP journalières obtenues par la station et selon la FAO sont relativement proches, ce qui est cohérent vu qu'elles appartiennent toutes deux à la méthode combinatoire d'estimation de l'évapotranspiration potentielle selon la classification proposée par Xu et Singh (2001). Nous pouvons tout d'abord remarquer les faibles différences des sommes (88 mm) et moyennes journalières (0.11 mm) entre les deux types d'ETP qui prennent en compte plus de deux ans de données (Tableau I). Les quelques dissemblances observées sont illustrées au travers des résultats présentés sur la Figure II. En effet, nous observons que, malgré l'obtention d'un coefficient de détermination (R^2) proche de 0.99 pour la droite d'équation $ET_0 = f(ETP_{CLIMATIK})$ (Figure II-A) et les nombreuses similitudes entre les variations journalières des valeurs d'ETP en fonction de la date (Figure II-B), l'égalité parfaite entre les deux calculs ($ET_0 = ETP_{CLIMATIK}$) ne semble vérifiée que pour une valeur d'ETP comprise entre 0.7 et 1.5 mm. Pour d'autres valeurs d'évapotranspiration potentielle, des différences plus ou moins marquées sont constatées entre celles-ci et trois cas principaux peuvent finalement être distingués entre (*i*) 0 et 0.7 mm avec $ET_0 > ETP_{CLIMATIK}$ et donc des valeurs d'évapotranspiration de référence généralement légèrement supérieures à celles calculées par la station lorsque l'évapotranspiration est quasi-nulle et donc essentiellement durant les périodes hivernales (entouré en

bleu sur la Figure II-B) ; (*ii*) 0.7 et 1.5 mm avec $ET_0 \approx ETP_{CLIMATIK,}$ soit des valeurs semblables et assez peu dispersée autour de la droite y=x ; (*iii*) 1.5 et 7 mm avec $ET_0 < ETP_{CLIMATIK}$ et des valeurs ET_0 qui deviennent de plus en plus inférieures à l'$ETP_{CLIMATIK}$ au fur et à mesure que cette dernière augmente, soit principalement durant les saisons estivales (entouré en orange sur la Figure II-B).

Finalement, les différences $ETP_{CLIMATIK} - ET_0$ sont le plus souvent comprises entre 0.5 et 1 mm lorsque l'évaporation potentielle journalière est supérieure à 4 mm. Ceci explique ainsi le fait que la somme et la moyenne journalière de l'$ETP_{CLIMATIK}$, toutes deux calculées sur deux ans, soient légèrement supérieures de respectivement 88 et 0.11 mm à celles constatées pour l'ET_0. Enfin, au vu des légères disparités observées entre évaporation calculée par l'outil CLIMATIK et celle établie selon la méthode FAO et le fait que cette dernière soit logiquement celle utilisée dans le cadre des corrections mises en place et du calcul des coefficients culturaux, l'$ETP_{CLIMATIK}$ ne sera pas considérée dans la suite de l'étude.

Correction de l'ET_0 et calculs mensuels de l'évaporation réelle E_s

La méthodologie établie par Allen et al. (1998) et décrite ci-dessus est donc utilisée pour l'établissement mensuel d'un coefficient cultural $K_{c\ ini}$ (Équation A3-13) applicable aux sols nus au travers des faibles taux de couverture du sol sur lesquels est basé son calcul et permettant la correction de l'ET_0 et l'estimation d'une évaporation réelle journalières (E_s) selon l'Équation A3-20. Le Tableau II donne les valeurs d'une grande partie des paramètres principaux utiles au calcul des $K_{c\ ini}$.

Nous remarquons par conséquent que chaque mois étudié est composé d'au minimum un évènement pluvieux compris entre 2.5 et 10 mm ou entre 10 et 40 mm, justifiant le choix de la période de calcul des coefficients. De plus, nous observons que l'évaporation réelle E_s est généralement légèrement supérieure à l'évapotranspiration de référence ET_0 ($K_{c\ ini} > 1$) lorsque les moyennes journalières de cette dernière sont ≤ 1 pour un mois donnée (Tableau II et Figure III). Ceci est principalement le cas lorsque la température moyenne mensuelle est inférieure à 5 °C, et donc pour une majorité des mois qui composent les saisons automnales et hivernales, dites froides, (entourées en bleues sur la Figure III-B). Cela explique de ce fait les raisons pour lesquelles les différences mensuelles des sommes des évaporations sont faiblement négatives, comme pour les mois de février 2013 et décembre 2014 par exemple (Tableau III).

Enfin, nous pouvons noter que pour des valeurs journalières d'évapotranspiration de référence supérieures à 2 : E_s < (<<) ET_0 (Figure III-A,). Ainsi, au fur et à mesure que les températures moyennes journalières atteignent et dépassent les 10 °C, et donc spécialement lors des saisons printanières et estivales entourées en orange sur la Figure III-B, les différences entre les deux évaporations deviennent de plus en plus marquées. Ces dernières peuvent atteindre près d'une centaine de mm par mois, notamment dans le cas où de fortes ET_0 moyennes journalières sont calculées alors que peu d'évènements pluvieux ont eu lieu dans le mois, comme en juillet 2013 ou en juin 2014 par exemple avec des différences de respectivement 104.5 et 90.8 mm et un rapport entre moyennes journalières $\frac{ET_0}{E_s}$ pouvant être supérieur à 3 ($K_{c\ ini} \approx 0.3$) (Tableau II).

Tableau II : Principaux paramètres influençant les valeurs mensuelles du coefficient cultural $K_{c\ ini}$ calculé pour la correction des valeurs d'évapotranspiration potentielle de référence (ET_0) et l'établissement de données journalières d'évaporations réelles (E_s).

Mois de l'année	*2.5 < Jours pluie < 10 mm*	*10 < Jours pluie < 40 mm*	*P_{mean} [2.5 ; 10]*	*P_{mean}]10 ; 40]*	*Pluviométrie*	*ET_0*	*E_s*	*Température*	*$3 < K_{c\ ini} < 10$*	*$10 < K_{c\ ini} < 40$*	*$K_{c\ ini}$*
	[-]		[mm]		[mm.jour^{-1}]			[°C]	[-]		
Février 2013	7	0	4.8	0.0	1.27	0.65	0.75	0.81	1.15	1.15	1.15
Mars 2013	4	1	2.5	12.0	1.03	1.05	1.10	3.51	1.07	1.03	1.05
Avril 2013	2	3	4.0	15.3	1.98	2.29	0.93	10.74	0.36	0.45	0.40
Mai 2013	10	4	5.0	14.6	3.66	2.41	2.35	12.62	0.98	0.97	0.98
Juin 2013	4	1	7.8	13.0	1.62	4.09	1.47	18.33	0.36	0.36	0.36
Juillet 2013	3	0	4.0	0.0	0.50	4.61	1.24	22.31	0.24	0.29	0.27
Août 2013	3	1	4.7	18.0	1.23	3.28	1.12	19.53	0.34	0.34	0.34
Septembre 2013	4	1	4.9	21.0	1.58	1.98	1.30	15.84	0.69	0.62	0.66
Octobre 2013	6	1	4.8	40.0	2.63	0.92	0.85	12.43	1.15	0.70	0.92
Novembre 2013	6	1	5.2	13.0	1.72	0.58	0.66	5.64	1.15	1.13	1.14
Décembre 2013	4	1	4.8	15.0	1.27	0.39	0.44	3.38	1.15	1.14	1.15
Janvier 2014	3	0	6.3	0.0	0.98	0.48	0.56	4.74	1.15	1.15	1.15
Février 2014	0	3	0.0	12.7	1.75	0.89	0.22	5.75	0.20	0.29	0.24
Mars 2014	1	0	4.5	0.0	0.19	1.89	0.52	8.96	0.26	1.15	0.27
Avril 2014	3	0	7.0	0.0	0.88	2.54	1.28	12.54	0.45	0.55	0.50
Mai 2014	4	2	4.1	15.0	1.74	3.29	1.45	14.64	0.43	0.45	0.44
Juin 2014	4	0	5.8	0.0	0.83	4.68	1.66	19.75	0.32	0.39	0.35
Juillet 2014	9	6	4.9	21.8	5.85	3.32	2.70	19.72	0.76	0.86	0.81
Août 2014	6	3	5.3	12.2	2.47	2.76	1.89	17.51	0.68	0.69	0.68
Septembre 2014	2	1	5.3	12.0	0.95	2.01	0.83	16.40	0.41	0.41	0.41
Octobre 2014	8	1	3.8	26.0	1.97	1.02	1.04	13.39	1.15	0.89	1.02
Novembre 2014	4	2	4.4	23.5	2.33	0.36	0.42	7.42	1.15	1.15	1.15
Décembre 2014	1	1	2.5	11.5	0.66	0.37	0.40	3.97	1.09	1.10	1.09
Janvier 2015	4	1	2.8	24.0	1.60	0.45	0.50	3.22	1.15	1.09	1.12
Février 2015	3	0	3.5	0.0	0.57	0.64	0.73	1.85	1.15	1.15	1.15

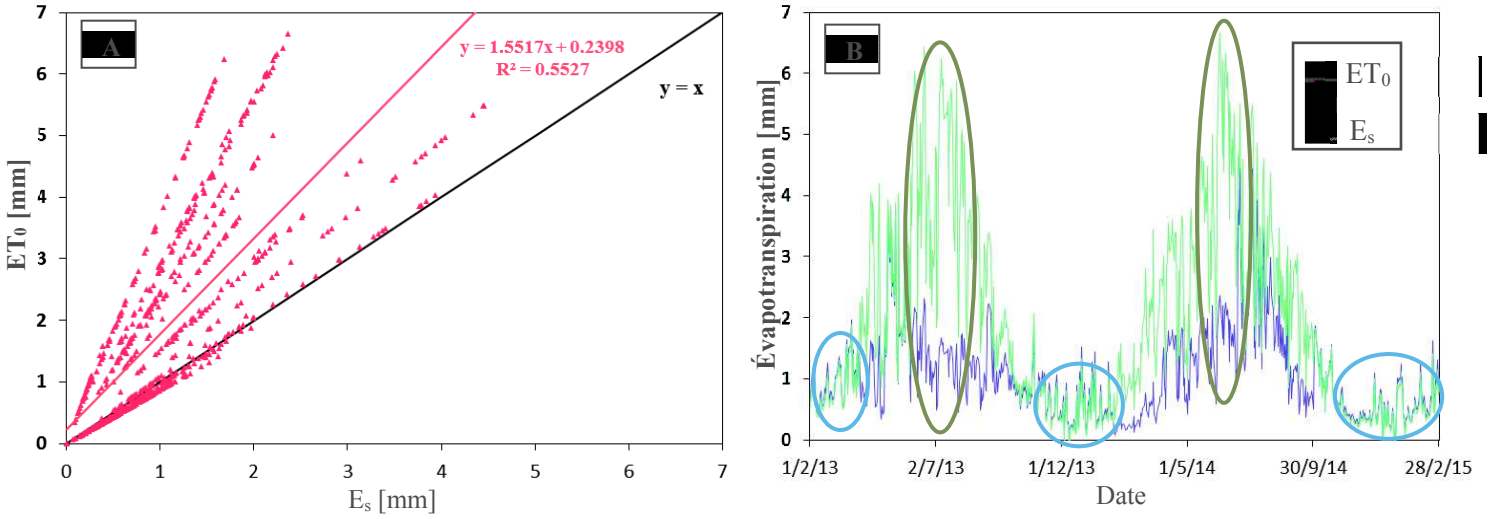


Figure III : Comparaison entre ET_0 et évaporation réelles corrigées E_s à travers : (*i*) la relation $ET_0 = f(E_s)$ (A) ; (*ii*) les variations des valeurs journalières des deux types d'évaporations en fonction du temps (B).

Finalement, nous constatons que, sur la période du 01/02/13 au 28/02/15, la somme totale des évaporations réelles journalières E_s (805 mm ; 1.06 $mm.j^{-1}$) est inférieure à celle des évapotranspirations potentielles ET_0 (1431 ; 1.89 $mm.j^{-1}$) d'un facteur proche de 1.8. Par la suite, nous verrons que la prise en compte d'une évapotranspiration de référence corrigée par un coefficient cultural de type $K_{c\ ini}$ est essentielle notamment dans le cadre de la modélisation de la dynamique de transport de solutés, qui ne pourra être décrite fidèlement si une valeur d'ET_0 journalière est renseignée en condition limite haute du modèle (Chapitre 4). De plus, Allen et al. (2011) ont montré que l'évaporation effective peut significativement différer entre cases lysimétriques et parcelles, notamment à cause des modifications de structure et de porosité engendrées par l'étape de reconstitution ainsi qu'à travers celles induites par la mise en place des pratiques culturales et les phénomènes de compaction liés aux nombreux passages sur les parcelles. Néanmoins, n'ayant aucun moyen de quantifier l'influence de ces phénomènes sur l'amplitude des différences des données d'évaporation entre les deux dispositifs, la même valeur journalière a été considérée dans le cadre des études effectuées sur les cases lysimétriques et les parcelles en sol nu.

Tableau III : Comparaison des différences entre les sommes d'ET_0 et d'E_s obtenues selon le mois de l'année et la valeur du coefficient cultural $K_{c\ ini}$.

Mois de l'année	$K_{c\ ini}$	*Somme* ET_0	*Somme* E_s	$ET_0 - E_s$
	[-]	[mm]		
Février 2013	1.15	18.2	20.9	-2.7
Mars 2013	1.05	32.6	34.2	-1.6
Avril 2013	0.40	68.8	27.8	41.0
Mai 2013	0.98	74.8	73.0	1.8
Juin 2013	0.36	122.7	44.2	78.5
Juillet 2013	0.27	143.0	38.4	104.5
Août 2013	0.34	101.7	34.8	66.9
Septembre 2013	0.66	59.4	39.0	20.4
Octobre 2013	0.92	28.7	26.5	2.2
Novembre 2013	1.14	17.3	19.7	-2.4
Décembre 2013	1.15	12.0	13.8	-1.8
Janvier 2014	1.15	15.0	17.2	-2.2
Février 2014	0.24	24.8	6.0	18.8
Mars 2014	0.70	58.5	16.0	42.5
Avril 2014	0.50	76.2	38.3	37.9
Mai 2014	0.44	102.1	45.0	57.1
Juin 2014	0.35	140.5	49.8	90.8
Juillet 2014	0.81	103.0	83.6	19.4
Août 2014	0.68	85.6	58.5	27.2
Septembre 2014	0.41	60.4	24.8	35.5
Octobre 2014	1.02	31.6	32.3	-0.7
Novembre 2014	1.15	10.9	12.6	-1.6
Décembre 2014	1.09	11.4	12.5	-1.1
Janvier 2015	1.12	13.9	15.6	-1.7
Février 2015	1.15	17.9	20.6	-2.7

Bibliographie

Allen, R.G., Jensen, M.E., Wright, J.L., Burman, R.D., 1989. Operational Estimates of Reference Evapotranspiration. Agron. J. 81, 650. doi:10.2134/agronj1989.00021962008100040019x

Allen, R.G., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements, FAO irrigation and drainage paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Howell, T.A., Jensen, M.E., 2011. Evapotranspiration information reporting: I. Factors governing measurement accuracy. Agric. Water Manag. 98, 899–920. doi:10.1016/j.agwat.2010.12.015

Brunt, D., 1932. Notes on radiation in the atmosphere. I.Q.J.R. Meteorol. Soc. 58, 389–420. doi:10.1002/qj.49705824704

Brunt, 1952. Physical & Dynamical Meteorology. Cambridge University Press.

Brutsaert, W., 1975. The Roughness Length for Water Vapor Sensible Heat, and Other Scalars. J. Atmospheric Sci. 32, 2029–2031.

Brutsaert, W., 1982. Evaporation into the Atmosphere Theory, History and Applications. Springer Netherlands, Dordrecht.

Burman, R.D., Jensen, M., Allen, R.G., 1987. Thermodynamic Factors in Evapotranspiration. Presented at the Irrigation Systems for the 21st Century, ASCE, pp. 140–148.

Calvet, R., 1988. Études sur les transferts d'eau dans le système sol-plante-atmosphère: comptes rendus des travaux effectués dans le cadre de l'Action Thématique Programmée "Eau." Editions Quae.

Doorenbos, J., Kassam, A.H., Bentvelsen, C.I.M., 1979. Yield response to water. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Harrison L. P., 1963. Fundamental concepts and definitions relating to humidity. In: "Humidity and moisture", (Wexler A., ed.), Reinhold Publishing Company, New York.

Jensen, M.E., Burman, R.D., Allen, R.G., 1990. Evapotranspiration and Irrigation Water Requirements. ASCE.

Lafond, J.A., Bergeron Piette, É., Caron, J., Théroux Rancourt, G., 2014. Evaluating fluxes in Histosols for water management in lettuce: A comparison of mass balance, evapotranspiration and lysimeter methods. Agric. Water Manag. 135, 73–83. doi:10.1016/j.agwat.2013.12.016

Limon Yanez, M., 2010. Suivi de la qualité des eaux de drainage sur les cases lysimétriques du dispositif PRO du SEAV. Rapport de Stage de Licence Professionnelle Collecte Gestion et Exploitation des Données Agronomiques. IUT de Colmar – Département de génie Biologique, p. 52.

Malone, R.W., Bonta, J.V., Stewardson, D.J., Nelsen, T., 2000. Error analysis and quality improvement of the Coshocton weighing lysimeters. Trans. ASAE 43, 271–280.

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. Symp. Soc. Exp. Biol. 19, 205–234.

Murray, F.W., 1967. On the Computation of Saturation Vapor Pressure. J. Appl. Meteorol. 6, 203–204. doi:10.1175/1520-0450(1967)006<0203:OTCOSV>2.0.CO;2

Oudin, L., 2004. Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global. ENGREF (AgroParisTech).

Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass, in: Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences. The Royal Society, pp. 120–145.

Penman, H.L., 1956. Evaporation an Introductory Survey. Netherlands Journal of Agricultural Science, 4, 9-29.

Rana, G., Katerji, N., 2000. Measurement and estimation of actual evapotranspiration in the field under Mediterranean climate: a review. Eur. J. Agron. 13, 125–153.

Schrader, F., Durner, W., Fank, J., Gebler, S., Pütz, T., Hannes, M., Wollschläger, U., 2013. Estimating Precipitation and Actual Evapotranspiration from Precision Lysimeter Measurements. Procedia Environ. Sci. 19, 543–552. doi:10.1016/j.proenv.2013.06.061

Singh, V.P., Xu, C.-Y., 1997. Evaluation and Generalization of 13 Mass-Transfer Equations for Determining Free Water Evaporation. Hydrol. Process. 11, 311–323. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<311::AID-HYP446>3.0.CO;2-Y

Tetens, O. 1930. Uber einige meteorologische Begriffe. Z. Geophys. 6. 297–309.

Thornthwaite, C.W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev. 55–94.

Turc, L.-H., 1955. Le Bilan d'eau des sols relations entre les précipitations, l'évaporation et l'écoulement. Institut national de la recherche agronomique.

Wallace, J.S., 1995. Calculating evaporation: Resistance to factors. Agricultural and Forest Meteorology, 73, 353–366.

Wright, J.L., Jensen, M.E., 1972. Peak Water Requirements of Crops in Southern Idaho. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. J. Irrig. Drain. Div. 98, 193–201.

Xu, C.-Y., Singh, V.P., 2000. Evaluation and generalization of radiation-based methods for calculating evaporation. Hydrol. Process. 14, 339–349. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(20000215)14:2<339::AID-HYP928>3.0.CO;2-O

Xu, C.-Y., Singh, V.P., 2001. Evaluation and generalization of temperature-based methods for calculating evaporation. Hydrol. Process. 15, 305–319.

Annexe 3.B

Résultats complémentaires concernant les différents paramètres de caractérisation de la valeur agronomique du sol étudiés suite aux prélèvements effectués fin 2012.

Tableau I : Évolution concernant les paramètres de caractérisation de la valeur agronomique du sol selon les horizons définis pour chaque parcelle étudiée.

BOUE	*Moyenne*	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*Ca*	*Al*	*Fe*	*K*	*Mg*	*Na*
Horizon	**Profondeur [cm]**	[$cmol^+.kg^{-1}$]	[-]		[$g.kg^{-1}$]					[$mg.kg^{-1}$]				
LAca	**0-28**	15.5 (0.2)	8.2 (0.1)	12.7 (0.9)	12.3 (0.3)	21.3 (0.6)	0.97 (0.08)	142 (4)	3 (0.1)	4.2 (0.8)	2 (0.3)	236.3 (5.9)	109 (1)	4.3 (0.2)
ASca	**29-55**	13.3 (2.1)	8.4 (0.1)	16.4 (3.6)	9.1 (1.7)	15.8 (2.9)	0.59 (0.22)	246 (93)	2.7 (0.4)	4.7 (0.9)	2 (0.4)	104.3 (65.4)	97 (9)	5.3 (1)
Sca	**56-105**	9 (1.1)	8.7 (0.1)	36 (13.5)	6.1 (0.8)	10.5 (1.4)	0.2 (0.09)	346 (18)	1.8 (0.3)	4.4 (1.1)	2 (0.5)	45.6 (3.5)	105 (15)	5.3 (0.4)
SCca-1	**106-140**	6.6 (0.4)	8.8 (0)	59.4 (7.1)	6.1 (0.4)	10.5 (0.7)	0.03 (0.05)	332 (7)	1.3 (0.1)	3.8 (0.6)	1.8 (0.3)	41.5 (1.1)	117 (4)	5.3 (0.7)
SCca-2	**141-170**	6 (0.6)	8.8 (0)	/	5 (1.1)	8.6 (1.9)	0 (0)	256 (63)	1.2 (0.1)	3.4 (0.7)	1.6 (0.3)	40.2 (1.5)	124 (9)	6.2 (0.1)

DVB	*Moyenne*	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*Ca*	*Al*	*Fe*	*K*	*Mg*	*Na*
Horizon	**Profondeur [cm]**	[$cmol^+.kg^{-1}$]	[-]		[$g.kg^{-1}$]					[$mg.kg^{-1}$]				
LAca	**0-28**	15.8 (0.2)	8.2 (0)	12.5 (0.2)	13.6 (0.6)	23.5 (1.1)	1.09 (0.05)	138 (3)	3.1 (0)	3.9 (0.4)	1.9 (0.2)	264.1 (46.6)	111 (3)	5.1 (0.5)
ASca	**29-55**	12.8 (2)	8.4 (0.1)	16.1 (2.5)	8.2 (1.3)	14.2 (2.3)	0.53 (0.14)	275 (72)	2.7 (0.4)	4.1 (0.8)	1.8 (0.2)	69.4 (24)	90 (7)	6.2 (0.2)
Sca	**56-105**	8.9 (1.1)	8.7 (0.1)	22.2 (5.1)	4.6 (1.3)	7.9 (2.3)	0.18 (0.12)	351 (13)	1.8 (0.2)	3.1 (1.2)	1.4 (0.6)	44.5 (2.6)	104 (15)	6.7 (0.4)
SCca-1	**106-140**	6.3 (0.6)	8.7 (0)	45.5 (1.9)	3.7 (0.7)	6.4 (1.2)	0.02 (0.04)	341 (15)	1.3 (0.1)	2.3 (1.1)	0.9 (0.6)	41.9 (1.5)	116 (2)	6.4 (0.3)
SCca-2	**141-170**	5.1 (1)	8.8 (0.1)	/	2.6 (0.6)	4.6 (1)	0 (0)	187 (99)	1.1 (0.2)	2.7 (0.8)	1.2 (0.2)	35.1 (10.1)	109 (20)	6.5 (0.9)

TEMOIN	*Moyenne*	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*Ca*	*Al*	*Fe*	*K*	*Mg*	*Na*
Horizon	**Profondeur [cm]**	[$cmol^+.kg^{-1}$]	[-]		[$g.kg^{-1}$]					[$mg.kg^{-1}$]				
LAca	**0-28**	15.2 (0.1)	8.3 (0)	12 (0.2)	10.6 (0.8)	18.4 (1.3)	0.89 (0.07)	146 (5)	3 (0.1)	7 (3.7)	3.2 (1.6)	212.9 (42.4)	99 (1)	4.3 (0.7)
ASca	**29-55**	12.8 (1.1)	8.5 (0)	14.7 (1.3)	7.5 (0.4)	13.1 (0.8)	0.52 (0.06)	278 (38)	2.7 (0.2)	5.6 (1.1)	2.5 (0.5)	69.8 (15.2)	87 (4)	5.9 (0.3)
Sca	**56-105**	9.4 (1.3)	8.6 (0.1)	33.6 (14.2)	7 (1.5)	12.1 (2.5)	0.22 (0.14)	327 (22)	2 (0.3)	4.7 (0.8)	2.1 (0.4)	51.5 (4.5)	109 (20)	6 (0.6)
SCca-1	**106-140**	6.7 (0.7)	8.7 (0)	61 (/)	5.5 (1.6)	9.6 (2.7)	0.02 (0.04)	314 (24)	1.4 (0.1)	4.2 (1.4)	2 (0.7)	44.6 (1.7)	119 (6)	5.9 (0.2)
SCca-2	**141-170**	6.1 (0.5)	8.7 (0)	/	4.7 (1)	8.1 (1.8)	0 (0)	223 (28)	1.2 (0)	3.9 (0.8)	1.8 (0.4)	46.3 (2.3)	133 (3)	7.6 (0.9)

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.
À noter que les moyennes ont été calculées à partir des résultats obtenus suite à deux prélèvements réalisés tous les 10 cm sur 0-170 cm pour chacune des trois parcelles en sol nu.

Tableau II : Évolution concernant les paramètres de caractérisation de la valeur agronomique du sol selon les matériaux définis pour chaque parcelle étudiée.

BOUE	*Moyenne*	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*Ca*	*Al*	*Fe*	*K*	*Mg*	*Na*
Matériau [Horizon]	**Profondeur [cm]**	[$cmol^+.kg^{-1}$]	[-]		[$g.kg^{-1}$]					[$mg.kg^{-1}$]				
M_{1p} [LAca]	**0-14**	15.5 (0.3)	8.2 (0.1)	12.7 (1.2)	12.5 (0.2)	21.7 (0.3)	0.99 (0.1)	140 (3)	3 (0.1)	4.3 (1)	2 (0.3)	233.3 (3.3)	109 (1)	4.2 (0.1)
M_{2p} [LAca]	**15-28**	15.4 (0.2)	8.3 (0)	13.2 (0.7)	12.2 (0.3)	21.1 (0.6)	0.92 (0.02)	142 (5)	3 (0)	4.6 (0.7)	2.1 (0.2)	239.3 (4.8)	110 (1)	4.4 (0.1)
M_{3p} [Asca]	**29-44**	14.6 (1)	8.4 (0.1)	14.5 (1.9)	9.9 (1.4)	17.2 (2.4)	0.71 (0.18)	195 (63)	2.9 (0.1)	4.3 (0.8)	1.8 (0.1)	130.4 (66.4)	102 (5)	5.2 (1.2)
M_{4p} [Asca]	**45-55**	12.3 (1.8)	8.5 (0.1)	18.2 (3)	8.2 (0.9)	14.1 (1.6)	0.46 (0.1)	298 (56)	2.5 (0.3)	4.6 (1)	2.1 (0.4)	62.6 (12)	92 (7)	5.8 (0.7)
M_{5p} [Sca]	**56-75**	9.7 (0.9)	8.6 (0.1)	26 (6.3)	6.4 (1)	11 (1.8)	0.26 (0.09)	359 (16)	2 (0.2)	4.6 (1.3)	2.1 (0.5)	47 (4.3)	91 (8)	5.2 (0.4)
M_{6p} [Sca]	**76-105**	8.4 (0.9)	8.7 (0)	43 (11)	5.8 (0.4)	10.1 (0.6)	0.14 (0.03)	337 (10)	1.7 (0.2)	4.4 (1)	2 (0.5)	44.1 (1.9)	114 (8)	5.2 (0.5)
M_{7p} [SCca-1]	**106-140**	6.6 (0.4)	8.8 (0)	59.4 (7.1)	6.1 (0.4)	10.5 (0.7)	0.03 (0.05)	332 (7)	1.3 (0.1)	3.8 (0.6)	1.8 (0.3)	41.5 (1.1)	117 (4)	5.3 (0.7)
M_{8p} [SCca-2]	**141-170**	6 (0.6)	8.8 (0)	/	5 (1.1)	8.6 (1.9)	0 (0)	256 (63)	1.2 (0.1)	3.4 (0.7)	1.6 (0.3)	40.2 (1.5)	124 (9)	6.2 (0.1)

DVB	*Moyenne*	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*Ca*	*Al*	*Fe*	*K*	*Mg*	*Na*
Matériau [Horizon]	**Profondeur [cm]**	[$cmol^+.kg^{-1}$]	[-]		[$g.kg^{-1}$]					[$mg.kg^{-1}$]				
M_{1p} [LAca]	**0-14**	15.8 (0.2)	8.2 (0)	12.5 (0.3)	14 (0.3)	24.2 (0.4)	1.12 (0.01)	138 (4)	3 (0)	4 (0.4)	1.9 (0.2)	293.6 (11.1)	113 (1)	5 (0.6)
M_{2p} [LAca]	**15-28**	15.8 (0.3)	8.2 (0)	12.5 (0.2)	13.5 (0.8)	23.3 (1.3)	1.08 (0.06)	137 (3)	3.1 (0)	4 (0.4)	1.9 (0.2)	244.6 (45.7)	110 (3)	5.1 (0.4)
M_{3p} [Asca]	**29-44**	14 (1.1)	8.4 (0.1)	14.8 (1.1)	9 (0.5)	15.6 (0.9)	0.61 (0.07)	233 (42)	2.9 (0.1)	4.4 (0.9)	1.8 (0.2)	80.3 (21.9)	93 (6)	6.1 (0.2)
M_{4p} [Asca]	**45-55**	11.8 (1.5)	8.5 (0)	17.1 (2.4)	7.6 (1.2)	13.2 (2.1)	0.46 (0.11)	314 (52)	2.5 (0.3)	3.6 (0.4)	1.7 (0.1)	54.4 (8.1)	86 (2)	6.3 (0.1)
M_{5p} [Sca]	**56-75**	9.6 (0.7)	8.6 (0.1)	20.8 (3.3)	5.4 (1.2)	9.3 (2)	0.27 (0.08)	361 (11)	2 (0.2)	3.7 (0.4)	1.7 (0.2)	45.7 (1.7)	91 (7)	6.5 (0.3)
M_{6p} [Sca]	**76-105**	8.4 (0.9)	8.7 (0.1)	24 (5.6)	3.9 (0.9)	6.8 (1.5)	0.12 (0.08)	344 (7)	1.7 (0.2)	2.7 (1.4)	1.2 (0.6)	43.7 (2.7)	113 (9)	6.9 (0.4)
M_{7p} [SCca-1]	**106-140**	6.3 (0.6)	8.7 (0)	45.5 (1.9)	3.7 (0.7)	6.4 (1.2)	0.02 (0.04)	341 (15)	1.3 (0.1)	2.3 (1.1)	0.9 (0.6)	41.9 (1.5)	116 (2)	6.4 (0.3)
M_{8p} [SCca-2]	**141-170**	5.1 (1)	8.8 (0.1)	/	2.6 (0.6)	4.6 (1)	0 (0)	187 (99)	1.1 (0.2)	2.7 (0.8)	1.2 (0.2)	35.1 (10.1)	109 (20)	6.5 (0.9)

DVB	*Moyenne*	*CEC*	*pH*	*C/N*	*C organique*	*MO*	*N total*	*$CaCO_3$ total*	*Ca*	*Al*	*Fe*	*K*	*Mg*	*Na*
Matériau [Horizon]	**Profondeur [cm]**	[$cmol^+.kg^{-1}$]	[-]		[$g.kg^{-1}$]					[$mg.kg^{-1}$]				
M_{1p} [LAca]	**0-14**	15.1 (0)	8.3 (0)	12 (0.3)	11.1 (0.3)	19.2 (0.5)	0.93 (0)	143 (2)	3 (0)	6 (2.3)	2.8 (1)	240.2 (3.3)	98 (1)	3.9 (0.4)
M_{2p} [LAca]	**15-28**	15.2 (0.1)	8.3 (0)	12 (0.3)	10.3 (0.8)	17.9 (1.3)	0.86 (0.07)	148 (5)	3 (0.1)	7.2 (4.3)	3.2 (1.9)	199.2 (47.3)	99 (1)	4.6 (0.6)
M_{3p} [Asca]	**29-44**	13.2 (1.1)	8.4 (0.1)	14.1 (1.1)	7.5 (0.3)	13 (0.6)	0.53 (0.06)	268 (44)	2.8 (0.2)	6.2 (0.7)	2.8 (0.3)	75.3 (16.3)	88 (5)	6 (0.4)
M_{4p} [Asca]	**45-55**	12.1 (0.4)	8.5 (0)	15.5 (0.8)	7.4 (0.5)	12.9 (0.9)	0.48 (0.01)	303 (5)	2.6 (0)	5.1 (0.9)	2.3 (0.4)	60 (1.6)	84 (0)	5.9 (0.2)
M_{5p} [Sca]	**56-75**	10.2 (1.3)	8.6 (0.1)	26.6 (12.5)	7.5 (1.3)	13.1 (2.2)	0.32 (0.12)	330 (30)	2.2 (0.3)	4.8 (0.7)	2.2 (0.3)	54.7 (4.2)	92 (11)	5.8 (0.6)
M_{6p} [Sca]	**76-105**	8.8 (0.7)	8.7 (0)	41.8 (10.5)	7 (1.7)	12.1 (3)	0.14 (0.07)	325 (11)	1.8 (0.1)	4.5 (0.8)	2.1 (0.5)	49.9 (3.6)	121 (10)	6.2 (0.4)
M_{7p} [SCca-1]	**106-140**	6.7 (0.7)	8.7 (0)	61 (/)	5.5 (1.6)	9.6 (2.7)	0.02 (0.04)	314 (24)	1.4 (0.1)	4.2 (1.4)	2 (0.7)	44.6 (1.7)	119 (6)	5.9 (0.2)
M_{8p} [SCca-2]	**141-170**	6.1 (0.5)	8.7 (0)	/	4.7 (1)	8.1 (1.8)	0 (0)	223 (28)	1.2 (0)	3.9 (0.8)	1.8 (0.4)	46.3 (2.3)	133 (3)	7.6 (0.9)

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.
À noter que les moyennes ont été calculées à partir des résultats obtenus suite à deux prélèvements réalisés tous les 10 cm sur 0-170 cm pour chacune des trois parcelles en sol nu.

Tableau III : Bilans des ANOVA et tests *post-hoc* de Bonferroni (α = 0.05) concernant les éventuels effets d'apport sur les paramètres de caractérisation de la valeur agronomique pour chaque horizon.

ANOVA Horizons [Profondeur]	*pH*	*C/N*	*Corg*	*Ntot*	*$CaCO_3$*	*CEC*	*Ca*	*K*	*Mg*
LAca [0-28]	***	–	****	***	*	***	–	†	****
ASca [29-55]	–	–	–	–	–	–	–	–	†
Sca [56-105]	–	*	***	–	**	–	–	****	–
SCca-1 [106-140]	†	–	***	–	*	–	–	***	–
SCca-2 [141-170]	–		**		–	*	†	*	*

Tableau IV : Bilans des ANOVA et tests *post-hoc* de Bonferroni (α = 0.05) concernant les éventuels effets d'apport sur les paramètres de caractérisation de la valeur agronomique pour chaque matériau.

ANOVA Horizons [Matériau]	*pH*	*C/N*	*Corg*	*Ntot*	*$CaCO_3$*	*CEC*	*Ca*	*K*	*Mg*
LAca [M_{1p}]	**	–	****	**	†	**	–	****	****
LAca [M_{2p}]	****	**	***	**	*	**	*	–	****
ASca [M_{3p}]	–	–	*	–	–	–	–	–	*
ASca [M_{4p}]	–	–	–	–	–	–	–	–	†
Sca [M_{5p}]	–	–	*	–	†	–	–	**	–
Sca [M_{6p}]	–	**	***	–	**	–	–	***	–

Test *post-hoc* Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
pH_LAca	a	b	a
C/N_Sca	a	b	ab
Corg_LAca	b	a	c
Corg_Sca	a	b	a
Corg_SCca-1	a	b	a
Corg_SCca-2	a	b	a
Ntot_LAca	b	a	b
$CaCO_3$_LAca	ab	b	a
$CaCO_3$_Sca	ab	a	b
$CaCO_3$_Scca-1	ab	a	b
CEC_LAca	a	a	b
CEC_SCca-2	ab	b	a
K_Sca	b	b	a
K_SCca-1	b	b	a
K_SCca-2	ab	b	a
Mg_LAca	a	a	b
Mg_SCca-2	ab	b	a

p-value associées aux symboles :

« **** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tests *post-hoc* Bonferroni (α = 0.05) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

Test *post-hoc* Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
pH_M_{1p}	ab	b	a
pH_M_{2p}	a	b	a
C/N_M_{2p}	a	ab	b
C/N_M_{6p}	a	b	a
Corg_M_{1p}	b	a	c
Corg_M_{2p}	a	a	b
Corg_M_{3p}	a	ab	b
Corg_M_{5p}	ab	b	a
Corg_M_{6p}	a	b	a
Ntot_M_{1p}	b	a	b
Ntot_M_{2p}	b	a	b
$CaCO_3$_M_{2p}	ab	b	a
$CaCO_3$_M_{6p}	ab	a	b
CEC_M_{1p}	a	a	b
CEC_M_{2p}	ab	a	b
Ca_M_{2p}	b	a	ab
K_M_{1p}	b	a	b
K_M_{5p}	b	b	a
K_M_{6p}	b	b	a
Mg_M_{1p}	b	a	c
Mg_M_{2p}	a	a	b
Mg_M_{3p}	a	ab	b

Annexe 3.C

Résultats complémentaires concernant la composition texturale du sol étudiés suite aux prélèvements effectués fin 2012.

Tableau I : Évolution concernant les pourcentages des fractions granulométriques du sol selon les horizons et matériaux définis pour chaque parcelle étudiée.

BOUE		Argile [0-2 µm]	Limons fins [2-20 µm]	Limons grossiers [20-50 µm]	Sables fins [50-200 µm]	Sables grossiers [200-2000 µm]
Horizon	Profondeur [cm]			[%]		
LAca	0-28	21.1 (0.8)	33.8 (0.6)	37 (0.7)	4.5 (0.2)	3.6 (1.1)
ASca	29-55	18.4 (1.6)	35.6 (0.9)	39.1 (2.1)	4.3 (0.3)	2.6 (1.1)
Sca	56-105	16.1 (1.3)	34.6 (1.6)	43.1 (3.6)	4.1 (1.1)	2.1 (0.6)
SCca-1	106-140	13.4 (0.4)	32 (0.5)	49.4 (1.2)	3.9 (1)	1.3 (0.7)
SCca-2	141-170	10.6 (5.6)	27.3 (6)	39.4 (8)	7 (2.6)	15.7 (15.6)

DVB		Argile [0-2 µm]	Limons fins [2-20 µm]	Limons grossiers [20-50 µm]	Sables fins [50-200 µm]	Sables grossiers [200-2000 µm]
Horizon	Profondeur [cm]			[%]		
LAca	0-28	25.5 (0.5)	30.3 (0.2)	35.6 (0.8)	4.2 (0.1)	4.5 (0.4)
ASca	29-55	24.3 (2)	32.7 (1.6)	37.2 (0.7)	3.7 (0.1)	2 (0.3)
Sca	56-105	17.8 (3.6)	33.6 (0.9)	42.6 (4.2)	4.1 (0.7)	2 (0.8)
SCca-1	106-140	13 (0.5)	31.7 (1.9)	49.6 (0.9)	3.8 (0.8)	2 (2)
SCca-2	141-170	8.7 (4.1)	19.4 (7.9)	31.1 (13.8)	8 (1.2)	32.8 (25.8)

TEMOIN		Argile [0-2 µm]	Limons fins [2-20 µm]	Limons grossiers [20-50 µm]	Sables fins [50-200 µm]	Sables grossiers [200-2000 µm]
Horizon	Profondeur [cm]			[%]		
LAca	0-28	17.2 (0.5)	35 (0.6)	39 (0.3)	4.8 (0.3)	3.9 (0.3)
ASca	29-55	22.4 (1.9)	33.2 (1.4)	38.7 (0.9)	3.9 (0.4)	1.8 (0.3)
Sca	56-105	19.4 (2.2)	34.9 (2.6)	39.6 (2.7)	4.6 (3.8)	1.5 (0.6)
SCca-1	106-140	17.7 (1.4)	30.7 (3)	44.8 (1)	5 (2.2)	1.8 (1.1)
SCca-2	141-170	13.5 (0.9)	22.7 (2.1)	41.6 (4)	12.6 (4.7)	9.6 (2.2)

BOUE		Argile (0-2 µm)	Limons fins (2-20 µm)	Limons grossiers (20-50 µm)	Sables fins (50-200 µm)	Sables grossiers (200-2000 µm)
Matériau [Horizon]	Profondeur [cm]			(%)		
M_{1p} [LAca]	0-14	21.4 (0.5)	33.4 (0.3)	36.9 (0.9)	4.5 (0.2)	3.8 (1.2)
M_{2p} [LAca]	15-28	20.9 (0.8)	33.9 (0.6)	37.3 (0.2)	4.6 (0.1)	3.2 (0.6)
M_{3p} [ASca]	29-44	19 (1.7)	35.6 (1.1)	38.3 (2)	4.3 (0.2)	2.9 (1.2)
M_{4p} [ASca]	45-55	17.3 (0.3)	36.1 (0.5)	40.4 (0.7)	4.2 (0.3)	1.9 (0.5)
M_{5p} [Sca]	56-75	16.8 (0.4)	35.1 (0.8)	41.2 (0.9)	4.6 (0.3)	2.4 (0.7)
M_{6p} [Sca]	76-105	15.7 (1.5)	34.1 (1.8)	44.2 (3.9)	3.9 (1.2)	2.1 (0.5)
M_{7p} [SCca-1]	106-140	13.4 (0.4)	32 (0.5)	49.4 (1.2)	3.9 (1)	1.3 (0.7)
M_{8p} [SCca-2]	141-170	10.6 (5.6)	27.3 (6)	39.4 (8)	7 (2.6)	15.7 (15.6)

DVB		Argile (0-2 µm)	Limons fins (2-20 µm)	Limons grossiers (20-50 µm)	Sables fins (50-200 µm)	Sables grossiers (200-2000 µm)
Matériau [Horizon]	Profondeur [cm]			(%)		
M_{1p} [LAca]	0-14	25.3 (0.5)	30.2 (0.3)	35.7 (1)	4.2 (0.1)	4.6 (0.5)
M_{2p} [LAca]	15-28	25.8 (0.2)	30.4 (0.1)	35.1 (0.2)	4.1 (0.1)	4.6 (0.4)
M_{3p} [ASca]	29-44	25.5 (1)	31.9 (1.2)	36.8 (0.3)	3.7 (0.1)	2.1 (0.3)
M_{4p} [ASca]	45-55	23.5 (1.8)	33.5 (1.1)	37.5 (0.7)	3.7 (0.1)	1.8 (0.2)
M_{5p} [Sca]	56-75	21.1 (0.9)	33.4 (0.8)	39 (1)	4.2 (0.5)	2.3 (0.5)
M_{6p} [Sca]	76-105	15.9 (2.8)	33.5 (1)	44.7 (3.6)	4.1 (0.8)	1.9 (1)
M_{7p} [SCca-1]	106-140	13 (0.5)	31.7 (1.9)	49.6 (0.9)	3.8 (0.8)	2 (2)
M_{8p} [SCca-2]	141-170	8.7 (4.1)	19.4 (7.9)	31.1 (13.8)	8 (1.2)	32.8 (25.8)

TEMOIN		Argile (0-2 µm)	Limons fins (2-20 µm)	Limons grossiers (20-50 µm)	Sables fins (50-200 µm)	Sables grossiers (200-2000 µm)
Matériau [Horizon]	Profondeur [cm]			(%)		
M_{1p} [LAca]	0-14	17 (0.4)	35.1 (0.5)	39 (0.4)	4.8 (0.3)	4.1 (0.3)
M_{2p} [LAca]	15-28	17.4 (0.6)	34.9 (0.6)	39.1 (0.3)	4.7 (0.2)	3.9 (0.4)
M_{3p} [ASca]	29-44	22.3 (1.8)	33.1 (1.7)	38.9 (0.7)	3.8 (0.3)	1.9 (0.3)
M_{4p} [ASca]	45-55	23.1 (1.8)	32.9 (1.7)	38.5 (1)	3.9 (0.5)	1.6 (0)
M_{5p} [Sca]	56-75	20.5 (2.5)	33 (1.4)	38.5 (2.6)	6 (5.2)	2 (0.3)
M_{6p} [Sca]	76-105	18.3 (1.3)	35.6 (3)	39.6 (3.2)	5.1 (4.6)	1.3 (0.7)
M_{7p} [SCca-1]	106-140	17.7 (1.4)	30.7 (3)	44.8 (1)	5 (2.2)	1.8 (1.1)
M_{8p} [SCca-2]	141-170	13.5 (0.9)	22.7 (2.1)	41.6 (4)	12.6 (4.7)	9.6 (2.2)

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.
À noter que les moyennes ont été calculées à partir des résultats obtenus suite à deux prélèvements réalisés tous les 10 cm sur 0-170 cm pour chacune des trois parcelles en sol nu.

Tableau II : Bilans des ANOVA et tests *post-hoc* de Bonferroni (α = 0.05) concernant les différences inter-parcellaire des fractions granulométriques associées à chaque horizon et matériau qui composent les parcelles étudiées.

ANOVA Horizons [Profondeur]	*Argile*	*Limons fins*	*Limons grossiers*	*Sables fins*	*Sables grossiers*
LAca [0 - 28]	****	****	****	****	†
ASca [29 - 55]	***	**	†	*	–
Sca [56 - 105]	*	–	†	–	–
SCca-1 [106 - 140]	****	–	****	–	–
SCca-2 [141 - 170]	–	†	–	*	†

Test *post-hoc* Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
Argiles_LAca	b	a	c
Argiles_ASca	b	a	a
Argiles_Sca	b	ab	a
Argiles_SCCa-1	b	b	a
Limons fins_LAca	b	c	a
Limons fins_ASca	a	b	b
Limons grossiers_LAca	b	c	a
Limons grossiers_SCCa-1	a	a	b
Sables fins_LAca	b	c	a
Sables fins_ASca	a	b	ab
Sables fins_SCca-2	b	ab	a

p-value associées aux symboles :

« **** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tests *post-hoc* Bonferroni (α = 0.05) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

ANOVA Horizons [Matériau]	*Argile*	*Limons fins*	*Limons grossiers*	*Sables fins*	*Sables grossiers*
LAca [M_{1p}]	****	****	****	**	–
LAca [M_{2p}]	****	****	****	***	**
ASca [M_{3p}]	***	*	†	*	–
ASca [M_{4p}]	***	*	**	–	–
Sca [M_{5p}]	***	**	*	–	–
Sca [M_{6p}]	*	–	*	–	–

Test *post-hoc* Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
Argiles_M_{1p}	b	a	c
Argiles_M_{2p}	b	a	c
Argiles_M_{3p}	b	a	c
Argiles_M_{4p}	b	a	a
Argiles_M_{5p}	b	a	a
Argiles_M_{6p}	b	ab	a
Limons Fins_M_{1p}	b	c	a
Limons Fins_M_{2p}	a	b	a
Limons Fins_M_{3p}	a	b	ab
Limons Fins_M_{4p}	a	b	b
Limons Fins_M_{5p}	a	b	b
Limons grossiers_M_{1p}	b	b	a
Limons grossiers_M_{2p}	b	c	a
Limons grossiers_M_{4p}	a	b	b
Limons grossiers_M_{5p}	a	ab	b
Limons grossiers_M_{6p}	ab	a	b
Sables Fins_M_{1p}	ab	b	a
Sables Fins_M_{2p}	a	b	a
Sables Fins_M_{3p}	a	b	b
Sables grossiers_M_{2p}	b	a	ab

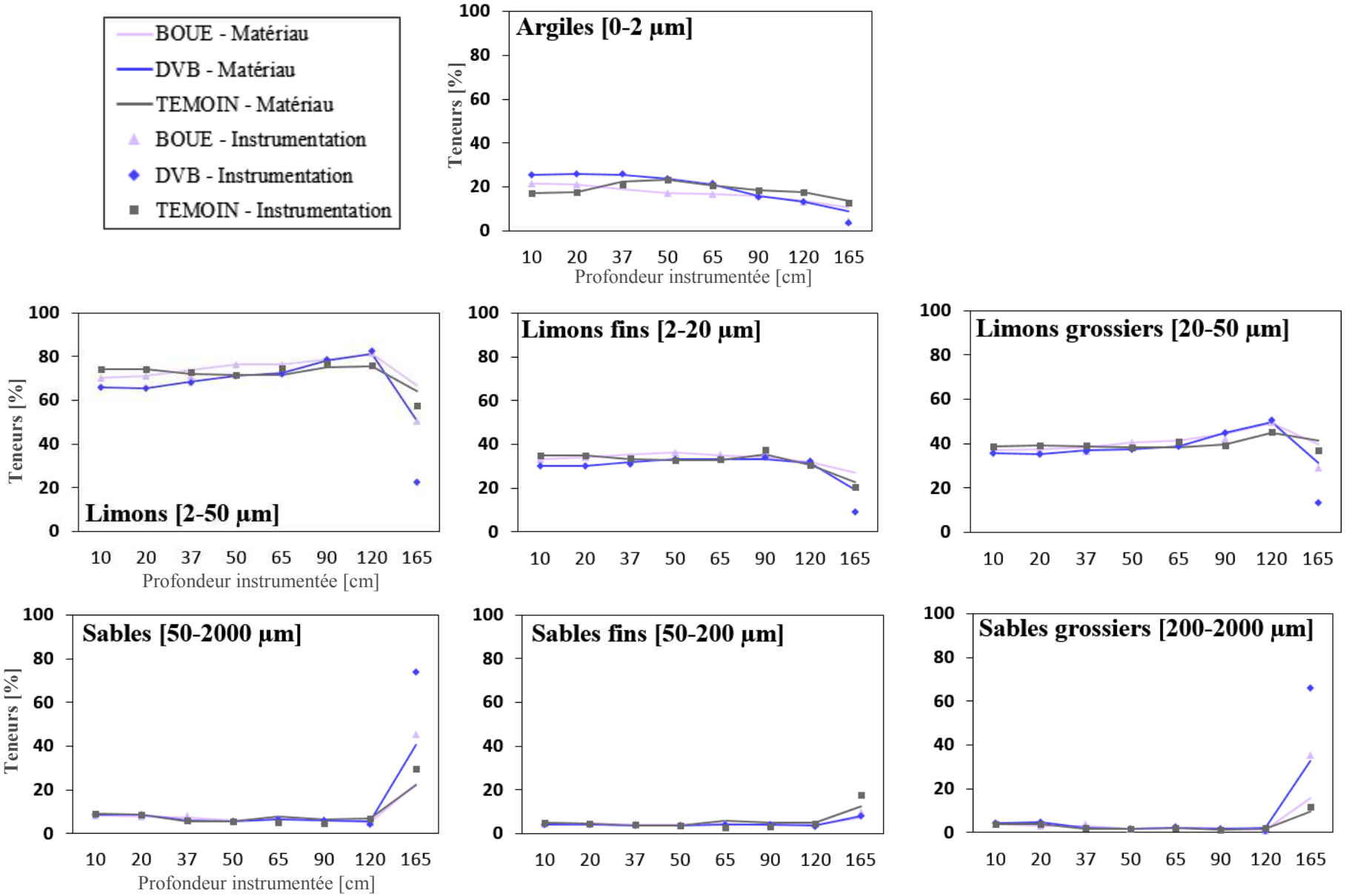


Figure I : Comparaison des fractions granulométriques entre matériau et profondeur d'instrumentation.

Annexe 3.D

Étude des masses volumiques apparentes des profondeurs instrumentées sous l'horizon de surface.

Tableau I : Valeurs de masses volumiques apparentes des profondeurs instrumentées sous l'horizon travaillé, selon le volume du cylindre de prélèvement (50 et 250 cm³).

	BOUE 250 cm³	*BOUE 50 cm³*	*DVB 250 cm³*	*DVB 50 cm³*	*TEMOIN 250 cm³*	*TEMOIN 50 cm³*
ρ_b 37 cm [g.cm^{-3}]	1.385 (0.041)	1.428 (0.059)	1.323 (0.057)	1.368 (0.014)	1.222 (0.053)	1.265 (0.041)
CV [%]	3.0	4.1	4.3	1.0	4.4	3.3
ρ_b 50 cm [g.cm^{-3}]	1.207 (0.025)	1.213 (0.105)	1.196 (0.021)	1.192 (0.078)	1.219 (0.008)	1.263 (0.023)
CV [%]	2.1	8.7	1.7	6.5	0.6	1.9
ρ_b 65 cm [g.cm^{-3}]	1.263 (0.045)	1.265 (0.068)	1.295 (0.051)	1.36 (0.04)	1.262 (0.028)	1.26 (0.095)
CV [%]	3.6	5.4	3.9	3.0	2.2	7.5
ρ_b 90 cm [g.cm^{-3}]	1.333 (0.022)	1.5 (0.086)	1.378 (0.072)	1.43 (0.037)	1.401 (0.122)	1.431 (0.05)
CV [%]	1.6	5.7	5.2	2.6	8.7	3.5
ρ_b 120 cm [g.cm^{-3}]	1.416 (0.04)	1.462 (0.045)	1.414 (0.022)	1.517 (0.052)	1.41 (0.046)	1.508 (0.12)
CV [%]	2.9	3.0	1.5	3.4	3.3	8.0
ρ_b 165 cm [g.cm^{-3}]	1.502 (0.104)	1.613 (0.066)	/	1.661 (0.087)	1.516 (0.09)	1.557 (0.048)
CV [%]	6.9	4.1	/	5.3	5.9	3.1

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.
À noter qu'au total, six échantillonnages ont été réalisés pour la détermination de la ρ_b de chaque profondeur instrumentée sous l'horizon de surface, dont trois avec des cylindres de 250 cm³ et trois autres avec des cylindres de 50 cm³.

Tableau II : Résultats des ANOVA concernant les effets des volumes des cylindres de prélèvement (Effet Outil) et des pratiques culturales sur les valeurs de masses volumiques apparentes.

BOUE	*10*	*20*	*37*	*50*	*65*	*90*	*120*	*165*
Effet Outil 11/2012	†	-	-	-	-	*	-	-
Effet Outil 11/2014	-	-						
Effet Outil 12/2014	-	-						
Effet Déchaumage	-	-						
Effet Labour	-	-						

DVB	*10*	*20*	*37*	*50*	*65*	*90*	*120*	*165*
Effet Outil 11/2012	-	†	-	-	-	-	*	-
Effet Outil 11/2014	-	-						
Effet Outil 12/2014	-	-						
Effet Déchaumage	**	-						
Effet Labour	-	**						

TEMOIN	*10*	*20*	*37*	*50*	*65*	*90*	*120*	*165*
Effet Outil 11/2012	**	-	-	*	-	-	-	-
Effet Outil 11/2014	**	*						
Effet Outil 12/2014	-	-						
Effet Déchaumage	-	*						
Effet Labour	***	**						

p-value associées aux symboles :

« ** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;**

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tableau III : Résultats des ANOVA et tests *post-hoc* de Bonferroni concernant les effets éventuels des apports de PRO sur les valeurs de masses volumiques apparentes selon la campagne et en prenant en compte l'ensemble des moyennes.

TRAITEMENT	*10*	*20*	*37*	*50*	*65*	*90*	*120*	*165*
11/2012	-	***	***	-	-	-	-	-
07/2014	*	-						
11/2014	-	-						
12/2014	-	-						
Global	-	-						

Test *post-hoc* Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
10 cm_07-2014	b	a	ab
20 cm_11-2012	b	a	a
37 cm_11-2012	a	ab	b

Tests *post-hoc* Bonferroni (α = 0.05) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

Annexe 3.E

Valeur des masses volumiques apparentes des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface (10 et 20 cm), selon le type de cylindre utilisé et la date d'échantillonnage.

BOUE	*11/2012_250 cm³*	*11/2012_50 cm³*	*07/2014_500 cm³*	*11/2014_500 cm³*	*11/2014_250 cm³*	*12/2014_500 cm³*	*12/2014_250 cm³*
ρ_b 10 cm [g.cm^{-3}]	**1.258 (0.026)**	**1.361 (0.061)**	**1.323 (0.041)**	**1.344 (0.11)**	**1.265 (0.086)**	**1.192 (0.035)**	**1.298 (0.114)**
CV [%]	2.1	4.5	3.1	8.2	6.8	2.9	8.8
ρ_b 20 cm [g.cm^{-3}]	**1.241 (0.113)**	**1.328 (0.003)**	**1.403 (0.085)**	**1.406 (0.036)**	**1.44 (0.155)**	**1.287 (0.05)**	**1.353 (0.179)**
CV [%]	9.1	0.2	6.0	2.6	10.8	3.9	13.3

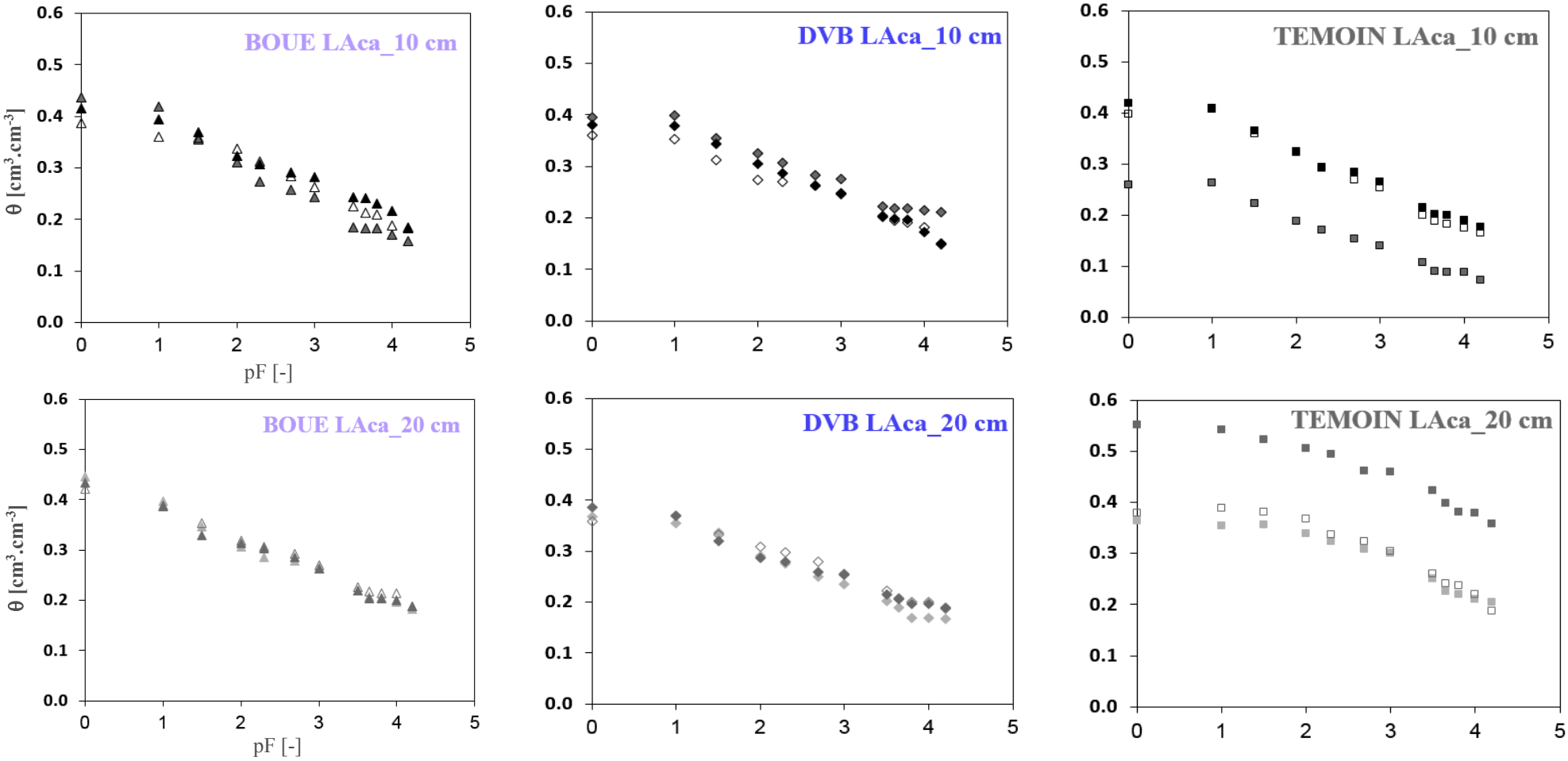
DVB	*11/2012_250 cm³*	*11/2012_50 cm³*	*07/2014_500 cm³*	*11/2014_500 cm³*	*11/2014_250 cm³*	*12/2014_500 cm³*	*12/2014_250 cm³*
ρ_b 10 cm [g.cm^{-3}]	**1.34 (0.048)**	**1.299 (0.118)**	**1.499 (0.051)**	**1.387 (0.077)**	**1.345 (0.004)**	**1.323 (0.127)**	**1.257 (0.171)**
CV [%]	3.6	9.1	3.4	5.5	0.3	9.6	13.6
ρ_b 20 cm [g.cm^{-3}]	**1.493 (0.024)**	**1.368 (0.093)**	**1.394 (0.104)**	**1.385 (0.053)**	**1.464 (0.105)**	**1.311 (0.112)**	**1.247 (0.058)**
CV [%]	1.6	6.8	7.5	3.8	7.2	8.6	4.6

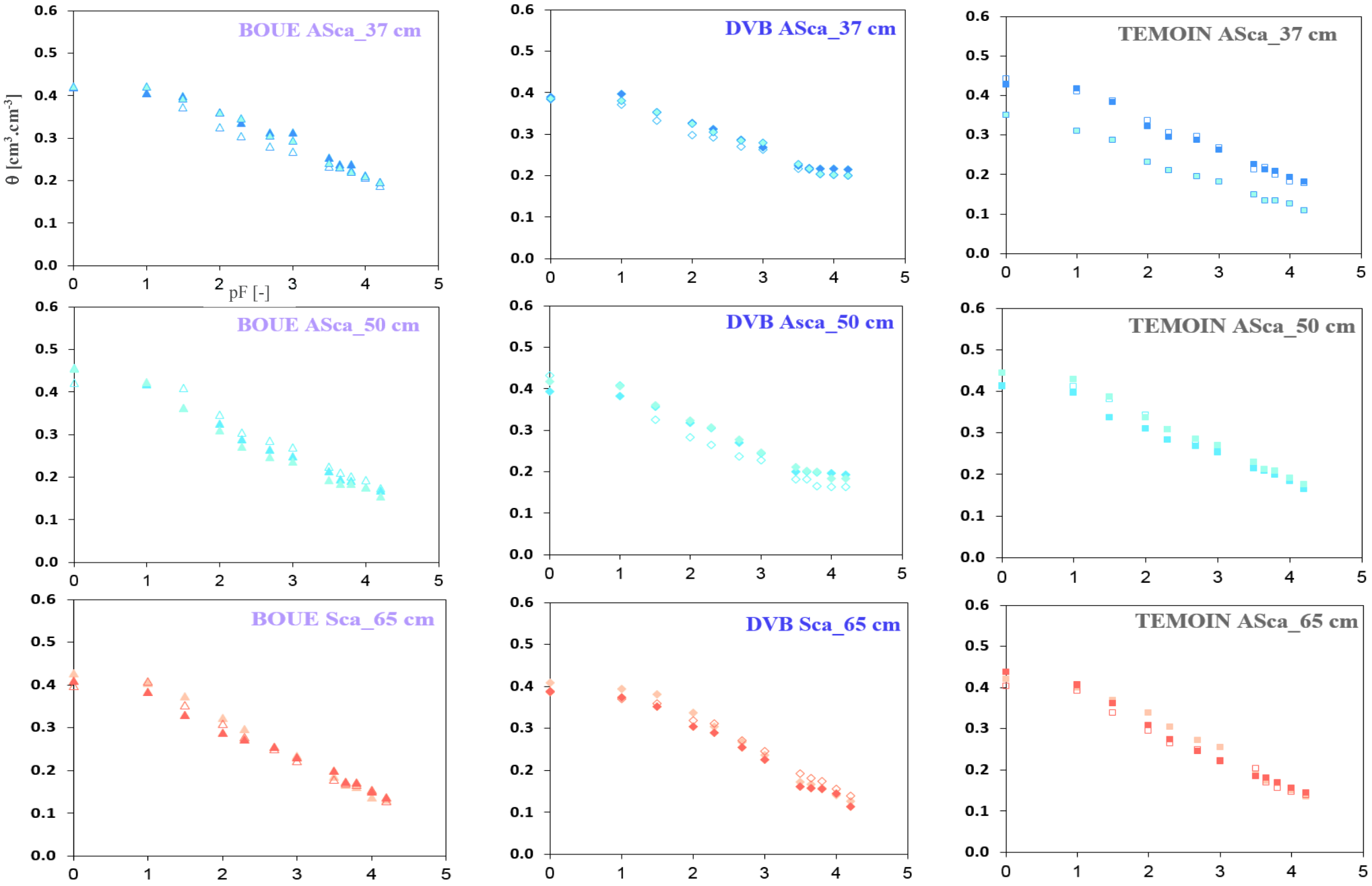
TEMOIN	*11/2012_250 cm³*	*11/2012_50 cm³*	*07/2014_500 cm³*	*11/2014_500 cm³*	*11/2014_250 cm³*	*12/2014_500 cm³*	*12/2014_250 cm³*
ρ_b 10 cm [g.cm^{-3}]	**1.274 (0.027)**	**1.426 (0.04)**	**1.444 (0.018)**	**1.472 (0.051)**	**1.298 (0.063)**	**1.178 (0.069)**	**1.194 (0.06)**
CV [%]	2.1	2.8	1.2	3.5	4.8	5.8	5.0
ρ_b 20 cm [g.cm^{-3}]	**1.547 (0.032)**	**1.544 (0.139)**	**1.349 (0.074)**	**1.543 (0.013)**	**1.395 (0.095)**	**1.301 (0.066)**	**1.298 (0.107)**
CV [%]	2.1	9.0	5.5	0.8	6.8	5.0	8.3

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.
À noter que 3 répétitions ont été réalisées pour les prélèvements effectués lors de l'instrumentation des parcelles (11/2012) et en 07/2014, tandis que 8 répétitions ont été opérées pour les prélèvements mis en place en 11/2014 et 12/2014.

Annexe 3.F

Courbes de rétention en eau : détermination par analyse au laboratoire.




BOUE ASca_37 cm
DVB ASca_37 cm
TEMOIN ASca_37 cm
BOUE ASca_50 cm
DVB Asca_50 cm
TEMOIN ASca_50 cm
BOUE Sca_65 cm
DVB Sca_65 cm
TEMOIN ASca_65 cm
θ [cm³.cm⁻³]
pF [-]

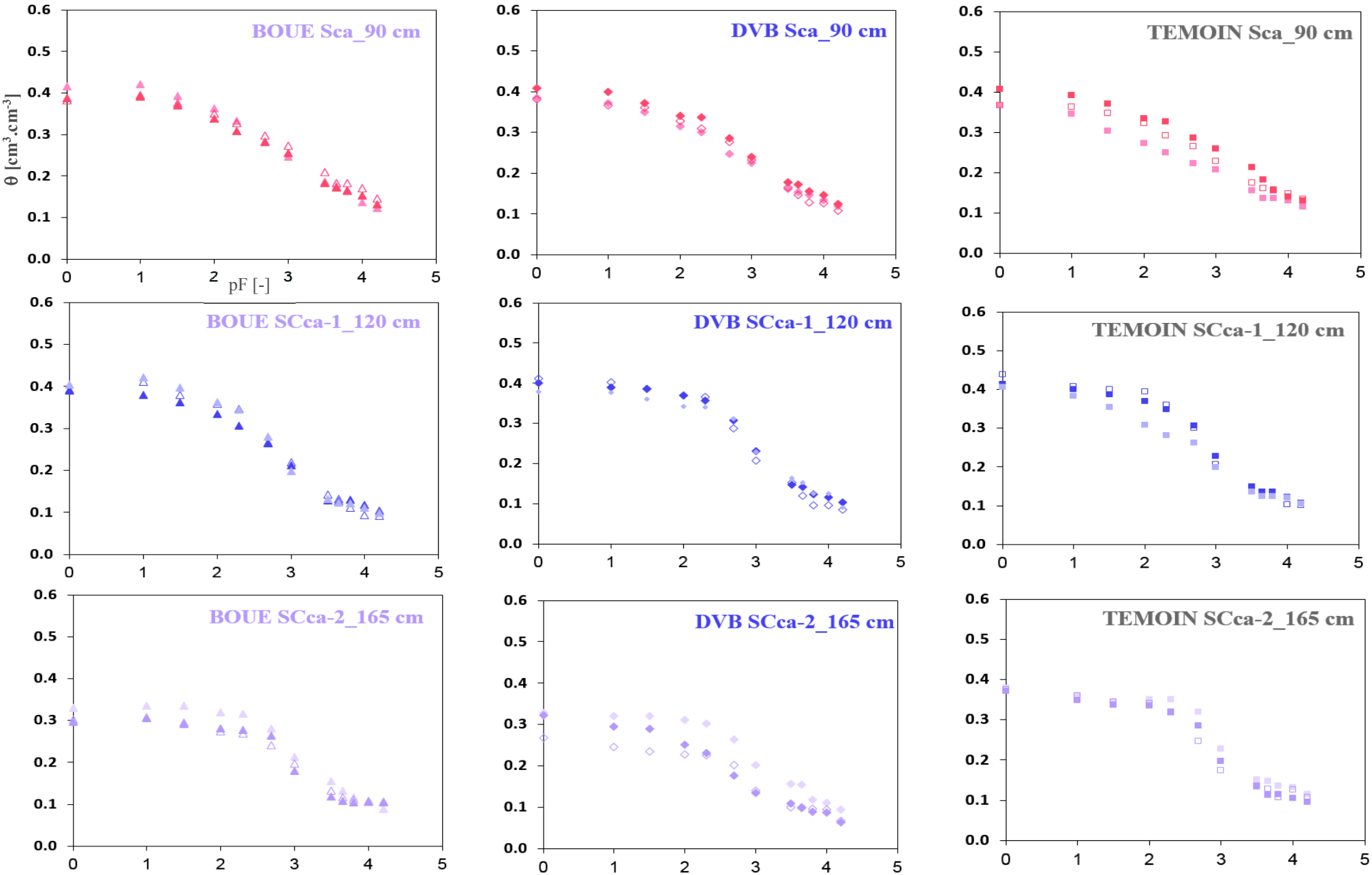


Figure I : Courbes θ(h) établies pour chacun des trois échantillonnages effectués par la méthode des cylindres à chaque profondeur instrumentée de chaque parcelle.

Les déterminations des courbes de rétention en eau au laboratoire sont effectuées à l'aide du dispositif de presse de Richards, sur les trois échantillons prélevés à chaque profondeur instrumentée. L'étude des évolutions de la teneur en eau de chaque échantillon pour l'application d'une gamme de douze pressions allant de pF 0 à 4.2 permet d'établir les courbes θ(h) caractéristiques de chacune des huit profondeurs instrumentées sur chaque traitement (Figure I).

Une première analyse des résultats montre que seules les profondeurs 10, 20 et 37 cm de la parcelle TEMOIN présentent fortes différences entre répétitions sur l'ensemble de la gamme de pressions appliquée à l'échantillon (Figure I). La Figure II permet de mettre en évidence cette courbe θ(h) jugée suspecte, non seulement par rapport aux deux autres répétitions de la parcelle TEMOIN mais également en comparaison des moyennes de celles des parcelles BOUE et DVB. Au vu des écarts constatés et des coefficients de variation généralement inférieurs à 10 % associés aux données de teneurs en eau retrouvées pour les trois répétitions des parcelles amendées (Tableau I), nous pouvons conclure que seule la courbe θ(h) associée à la répétition 1 de la parcelle TEMOIN se différencie très largement de l'ensemble des huit autres établies pour les trois parcelles à 10, 20 et 37 cm. En effet, malgré une dynamique finalement relativement proche, un décalage de l'ordre d'un $\Delta\theta_s$ est constaté et mis en évidence par les flèches rouges sur la Figure II. Ce dernier a pour conséquence des valeurs de teneur en eau constamment plus faibles (10 et 37 cm) ou plus élevées (20 cm) pour l'ensemble des pressions appliquées. Dans la littérature, les variabilités associées aux déterminations des données de teneur en eau à saturation sur des échantillons prélevés à proximité l'un de l'autre sont bien connues et référencées comme étant, avec les masses volumiques apparentes, les paramètres du sol qui présentent les hétérogénéités spatiales les plus faibles (Reichardt et al., 2001 ; Warrick et Nielsen, 1980).
De plus, les teneurs en eau initiales, mesurées par le laboratoire juste avant la saturation de l'échantillon, semblent suspectes pour les trois répétitions en question. En effet, celles-ci sont de respectivement 0.105, 0.409 et 0.120 $cm^3.cm^{-3}$ à 10, 20 et 37 cm alors que celles observées pour les autres répétitions aux mêmes profondeurs sont systématiquement comprises entre 0.2 et 0.3 $cm^3.cm^{-3}$. Bien que l'ANOVA mise en place au seuil de 0.05 n'ait pas révélé de différence statistique inter-parcellaire entre moyennes de teneur en eau obtenues à 10, 20 et 37 cm, la décision est prise de ne pas considérer les données de la répétition 1 pour la parcelle TEMOIN pour la suite de l'étude. Ce choix est motivé par le fait que la prise en compte de ces données risque notamment de fausser les θ_s obtenus par optimisation des données de rétention en eau à l'aide de RetC.
Après étude des données de teneur en eau moyenne et écarts-types associés aux courbes de rétention en eau de l'ensemble des échantillons analysés (Figures I et II et Tableau I), nous remarquons que la grande majorité des courbes θ(h) des trois répétitions d'une profondeur instrumentée d'une parcelle donnée présentent des valeurs de teneur en eau généralement proches sur l'ensemble de la gamme de pressions appliquées et notamment pour des pF proches de la saturation du sol (< 1) et du point de flétrissement (> 4). En effet, les CV associés aux moyennes et écarts-types obtenus sont constamment inférieurs à 10 %, sauf pour les pF élevés aux profondeurs des horizons de surface ou profonds (LAca et SCca). Nous remarquons ainsi, en accord avec la littérature (Hu et al., 2015 ; Iqbal et al., 2005), que les CV associés aux données de teneur en eau d'un sol sec sont généralement plus importants que ceux d'un sol proche de la saturation (Tableau I).

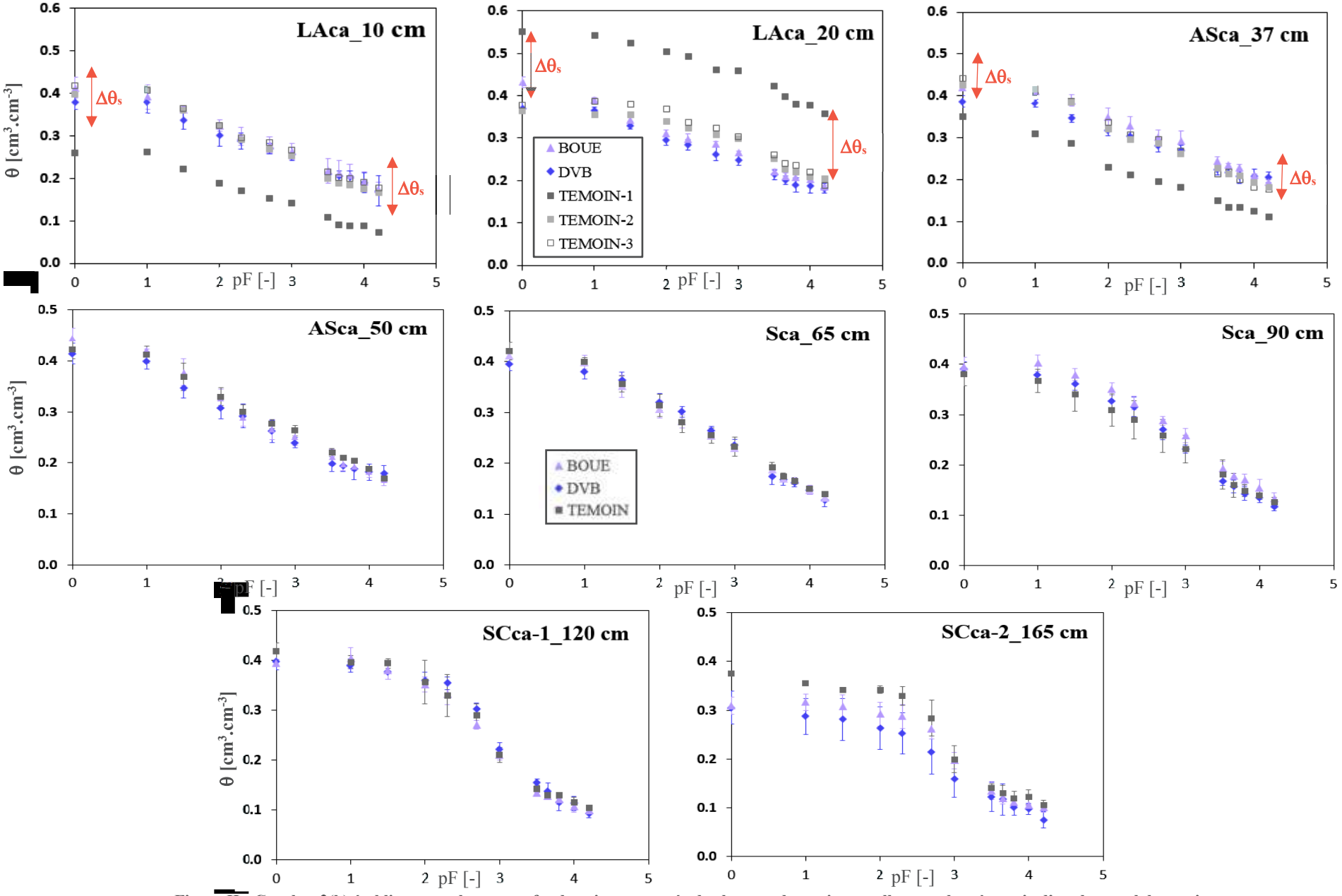


Figure II : Courbes θ(h) établies pour chaque profondeur instrumentée de chacune des trois parcelles en sol nu à partir d'analyse au laboratoire.

Tableau I : Teneurs en eau obtenues sur l'ensemble de la gamme de pression appliquée à l'échantillon dans le cadre de l'établissement des courbes de rétention en eau par analyse au laboratoire.

BOUE	*0*	*1*	*1.5*	*2*	*2.3*	*2.69*	*3*	*3.5*	*3.65*	*3.8*	*4*	*4.2*
LAca_ 10 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.413 (0.025)	0.391 (0.029)	0.361 (0.007)	0.323 (0.014)	0.298 (0.021)	0.278 (0.019)	0.263 (0.019)	0.218 (0.029)	0.212 (0.029)	0.208 (0.025)	0.192 (0.024)	0.175 (0.015)
CV [%]	6.1	7.3	1.9	4.3	7.1	6.7	7.4	13.5	13.7	11.9	12.3	8.7
LAca_ 20 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.434 (0.012)	0.391 (0.006)	0.343 (0.012)	0.312 (0.006)	0.299 (0.011)	0.285 (0.007)	0.266 (0.003)	0.222 (0.004)	0.21 (0.007)	0.208 (0.006)	0.204 (0.009)	0.186 (0.003)
CV [%]	2.7	1.6	3.6	2.0	3.7	2.6	1.3	1.8	3.3	2.8	4.4	1.6
ASca_ 37 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.421 (0.001)	0.411 (0.009)	0.389 (0.014)	0.35 (0.02)	0.329 (0.022)	0.3 (0.018)	0.292 (0.023)	0.243 (0.011)	0.234 (0.004)	0.227 (0.009)	0.21 (0.003)	0.194 (0.005)
CV [%]	0.3	2.1	3.5	5.8	6.6	6.0	7.8	4.5	1.8	4.0	1.6	2.6
ASca_ 50 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.444 (0.02)	0.421 (0.002)	0.378 (0.027)	0.327 (0.018)	0.288 (0.017)	0.266 (0.02)	0.251 (0.017)	0.211 (0.016)	0.197 (0.013)	0.193 (0.009)	0.182 (0.01)	0.166 (0.01)
CV [%]	4.5	0.6	7.0	5.6	5.9	7.3	6.6	7.6	6.6	4.5	5.4	6.1
Sca_ 65 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.412 (0.015)	0.399 (0.014)	0.351 (0.022)	0.306 (0.017)	0.282 (0.012)	0.254 (0.003)	0.229 (0.006)	0.188 (0.01)	0.17 (0.004)	0.166 (0.006)	0.147 (0.009)	0.132 (0.005)
CV [%]	3.7	3.5	6.3	5.4	4.4	1.1	2.8	5.3	2.2	3.4	6.3	3.7
Sca_ 90 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.395 (0.019)	0.403 (0.016)	0.379 (0.012)	0.351 (0.013)	0.323 (0.013)	0.288 (0.009)	0.258 (0.014)	0.193 (0.014)	0.177 (0.006)	0.17 (0.011)	0.154 (0.017)	0.134 (0.011)
CV [%]	4.8	4.1	3.1	3.7	4.1	3.1	5.4	7.2	3.4	6.7	11.2	8.3
SCca-1_ 120 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.395 (0.007)	0.404 (0.021)	0.38 (0.017)	0.352 (0.015)	0.333 (0.022)	0.27 (0.009)	0.21 (0.01)	0.135 (0.007)	0.127 (0.004)	0.121 (0.01)	0.108 (0.012)	0.099 (0.006)
CV [%]	1.9	5.3	4.5	4.3	6.7	3.3	5.0	5.0	3.4	8.1	11.4	6.3
SCca-2_ 165 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.31 (0.018)	0.316 (0.016)	0.307 (0.024)	0.292 (0.024)	0.288 (0.025)	0.262 (0.02)	0.197 (0.017)	0.135 (0.019)	0.119 (0.012)	0.111 (0.006)	0.106 (0.002)	0.1 (0.009)
CV [%]	5.7	5.1	7.9	8.2	8.6	7.7	8.7	13.9	9.9	5.0	1.7	9.3

DVB	*0*	*1*	*1.5*	*2*	*2.3*	*2.69*	*3*	*3.5*	*3.65*	*3.8*	*4*	*4.2*
LAca_ 10 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.378 (0.017)	0.377 (0.023)	0.337 (0.021)	0.301 (0.026)	0.287 (0.018)	0.269 (0.012)	0.257 (0.016)	0.209 (0.011)	0.204 (0.014)	0.202 (0.015)	0.189 (0.023)	0.17 (0.035)
CV [%]	4.4	6.1	6.3	8.8	6.3	4.4	6.2	5.3	6.7	7.2	12.0	20.8
LAca_ 20 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.371 (0.014)	0.364 (0.009)	0.33 (0.009)	0.295 (0.012)	0.284 (0.012)	0.263 (0.015)	0.248 (0.012)	0.213 (0.011)	0.2 (0.01)	0.189 (0.017)	0.188 (0.017)	0.181 (0.012)
CV [%]	3.7	2.4	2.7	3.9	4.1	5.8	4.7	5.0	5.1	9.0	9.2	6.5
ASca_ 37 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.386 (0.003)	0.383 (0.012)	0.346 (0.012)	0.317 (0.016)	0.303 (0.011)	0.281 (0.008)	0.27 (0.008)	0.223 (0.006)	0.216 (0.001)	0.208 (0.008)	0.207 (0.008)	0.205 (0.008)
CV [%]	0.9	3.2	3.5	5.1	3.6	3.0	2.9	2.8	0.6	3.8	4.0	4.1
ASca_ 50 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.414 (0.02)	0.398 (0.014)	0.347 (0.02)	0.308 (0.022)	0.292 (0.024)	0.262 (0.021)	0.24 (0.01)	0.198 (0.015)	0.194 (0.012)	0.188 (0.02)	0.182 (0.017)	0.18 (0.015)
CV [%]	4.8	3.5	5.7	7.2	8.1	8.2	4.2	7.4	6.0	10.8	9.2	8.4
Sca_ 65 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.395 (0.012)	0.379 (0.013)	0.364 (0.016)	0.32 (0.017)	0.302 (0.01)	0.264 (0.008)	0.236 (0.011)	0.175 (0.016)	0.168 (0.012)	0.162 (0.009)	0.147 (0.008)	0.126 (0.013)
CV [%]	3.1	3.4	4.3	5.2	3.5	3.1	4.5	9.1	7.1	5.8	5.2	10.0
Sca_ 90 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.391 (0.015)	0.379 (0.017)	0.36 (0.012)	0.328 (0.013)	0.316 (0.019)	0.27 (0.021)	0.232 (0.008)	0.168 (0.009)	0.157 (0.013)	0.143 (0.013)	0.135 (0.01)	0.117 (0.008)
CV [%]	3.7	4.6	3.2	4.0	6.0	7.6	3.4	5.2	8.1	9.4	7.1	7.0
SCca-1_ 120 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.397 (0.017)	0.39 (0.013)	0.377 (0.015)	0.36 (0.015)	0.354 (0.012)	0.302 (0.013)	0.222 (0.013)	0.154 (0.008)	0.138 (0.016)	0.115 (0.016)	0.113 (0.015)	0.093 (0.009)
CV [%]	4.2	3.4	3.9	4.2	3.5	4.2	5.8	5.4	11.7	14.2	13.0	9.9
SCca-2_ 165 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.305 (0.033)	0.287 (0.037)	0.281 (0.043)	0.263 (0.043)	0.252 (0.043)	0.214 (0.045)	0.159 (0.037)	0.122 (0.03)	0.117 (0.032)	0.101 (0.015)	0.098 (0.012)	0.075 (0.017)
CV [%]	10.9	13.0	15.3	16.4	16.9	21.1	23.3	24.9	27.4	15.3	12.4	22.8

TEMOIN	*0*	*1*	*1.5*	*2*	*2.3*	*2.69*	*3*	*3.5*	*3.65*	*3.8*	*4*	*4.2*
LAca_ 10 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.408 (0.015)	0.408 (0.001)	0.362 (0.004)	0.324 (0.001)	0.293 (0.002)	0.277 (0.011)	0.259 (0.008)	0.207 (0.01)	0.196 (0.01)	0.191 (0.012)	0.182 (0.011)	0.171 (0.008)
CV [%]	4.2	0.3	1.2	0.2	0.9	4.6	3.8	5.9	5.9	7.9	7.3	5.5
LAca_ 20 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.371 (0.011)	0.371 (0.024)	0.368 (0.018)	0.353 (0.021)	0.33 (0.01)	0.316 (0.011)	0.302 (0.003)	0.255 (0.006)	0.233 (0.01)	0.228 (0.012)	0.215 (0.007)	0.196 (0.012)
CV [%]	2.5	5.5	4.2	5.1	2.5	2.9	0.8	2.1	3.3	4.4	2.6	4.7
ASca_ 37 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.434 (0.011)	0.413 (0.005)	0.385 (0.001)	0.329 (0.011)	0.301 (0.008)	0.291 (0.007)	0.265 (0.004)	0.22 (0.009)	0.215 (0.003)	0.203 (0.006)	0.187 (0.008)	0.179 (0.003)
CV [%]	2.7	1.3	0.4	3.6	3.0	2.7	1.8	4.8	1.7	3.4	4.7	2.2
ASca_ 50 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.423 (0.018)	0.412 (0.017)	0.368 (0.027)	0.33 (0.018)	0.3 (0.015)	0.277 (0.009)	0.263 (0.01)	0.22 (0.008)	0.21 (0.003)	0.205 (0.005)	0.188 (0.004)	0.169 (0.006)
CV [%]	4.3	4.0	7.4	5.3	4.9	3.2	3.7	3.6	1.2	2.3	2.1	3.8
Sca_ 65 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.42 (0.017)	0.399 (0.008)	0.356 (0.016)	0.314 (0.022)	0.281 (0.021)	0.255 (0.015)	0.232 (0.019)	0.192 (0.01)	0.174 (0.006)	0.164 (0.007)	0.15 (0.004)	0.138 (0.005)
CV [%]	4.1	2.1	4.4	7.0	7.4	5.9	8.1	5.2	3.5	4.2	3.0	3.4
Sca_ 90 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.38 (0.023)	0.367 (0.024)	0.34 (0.034)	0.31 (0.032)	0.29 (0.038)	0.258 (0.033)	0.232 (0.027)	0.181 (0.029)	0.16 (0.023)	0.149 (0.012)	0.139 (0.008)	0.126 (0.01)
CV [%]	6.1	6.4	10.0	10.3	13.2	12.6	11.7	16.0	14.7	8.1	5.7	8.1
SCca-1_ 120 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.419 (0.017)	0.397 (0.013)	0.394 (0.01)	0.357 (0.044)	0.329 (0.042)	0.289 (0.023)	0.211 (0.015)	0.142 (0.007)	0.13 (0.006)	0.129 (0.006)	0.115 (0.011)	0.104 (0.003)
CV [%]	4.1	3.3	2.4	12.4	12.8	8.1	7.0	4.9	4.8	4.7	9.2	2.9
SCca-2_ 165 cm [$cm^3.cm^{-3}$]	0.375 (0.004)	0.355 (0.006)	0.341 (0.004)	0.342 (0.007)	0.329 (0.019)	0.283 (0.037)	0.199 (0.027)	0.141 (0.009)	0.129 (0.017)	0.119 (0.016)	0.121 (0.015)	0.106 (0.01)
CV [%]	1.0	1.6	1.3	2.1	5.6	12.9	13.7	6.6	13.3	13.2	12.0	9.0

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.

À noter que les moyennes ont été obtenues à partir de trois prélèvements réalisés à chaque profondeur instrumentée sur chacune des trois parcelles en sol nu. Les données jugées suspectes n'ont pas été prises en compte pour le calcul des moyennes.

Tableau II : Résultats des ANOVA et des tests *post-hoc* de Bonferroni concernant les effets éventuels des apports de PRO sur les données de rétention en eau obtenues après analyse au laboratoire.

Profondeur (cm)	*0*	*1*	*1.5*	*2*	*2.3*	*2.69*	*3*	*3.5*	*3.65*	*3.8*	*4*	*4.2*
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	**	-	†	**	*	*	**	**	*	†	-	-
37	***	*	*	-	-	-	-	†	**	†	*	*
50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	†	-	-
120	-	-	-	-	-	-	-	†	-	-	-	-
165	*	*	-	*	†	-	-	-	-	-	†	†

Test *post-hoc* Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
20 cm - pF 0	a	b	b
20 cm - pF 2	b	b	a
20 cm - pF 2.3	ab	b	a
20 cm - pF 2.69	ab	b	a
20 cm - pF 3	b	b	a
20 cm - pF 3.5	b	b	a
20 cm - pF 3.65	ab	b	a
37 cm - pF 0	a	b	a
37 cm - pF 1	a	b	ab
37 cm - pF 1.5	a	b	a
37 cm - pF 3.65	a	b	b
37 cm - pF 4	a	ab	b
37 cm - pF 4.2	ab	a	b
165 cm - pF 0	b	b	a
165 cm - pF 1	ab	b	a
165 cm - pF 2	ab	b	a

p-value associées aux symboles :

« **** » : $p < 0.0001$; « *** » : $p < 0.001$;

« ** » : $p < 0.01$; « * » : $p < 0.05$;

« † » : $0.05 < p < 0.1$; «-» : $p > 0.1$

Tests *post-hoc* Bonferroni ($\alpha = 0.05$) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

Les données jugées suspectes n'ont pas été prises en compte pour les ANOVA

En outre, nous pouvons observer que les capacités de rétention en eau à une profondeur donnée sont relativement semblables entre les parcelles (Figure II), les valeurs de teneur en eau étant régulièrement proches pour l'ensemble des pF appliqués. Néanmoins, quelques différences sont visibles comme celles observées sur la parcelle TEMOIN à 165 cm où la rétention en eau est supérieure à celle des parcelles amendées pour des pF inférieurs à la capacité au champ. Il doit cependant être noté que des écarts-types conséquents sont associés aux valeurs moyennes de teneur en eau retrouvées à cette profondeur et liés notamment à des variabilités texturales concernant les fractions limoneuses et surtout sableuses de l'horizon SCca-2, de par sa proximité avec l'horizon sablo-caillouteux (IIDcx).

Nous établissons également des constatations contradictoires aux effets attendus de l'apport de PRO sur l'augmentation des propriétés de rétention en eau de l'horizon de surface de parcelles amendées souvent avancées dans la littérature (Chapitre 1). En effet, les observations effectuées et les tests *post-hoc* de Bonferroni ($\alpha = 0.05$) mis en place au travers d'ANOVA indiquent une rétention en eau significativement supérieure de la parcelle TEMOIN à 20 cm par rapport au DVB (et parfois à la BOUE) pour des pF compris entre 2 et 3.65 ($p < 0.05$ ou < 0.01 ; cf. Tableau II). Un effet significatif positif pouvant être lié aux apports de PRO n'est établi qu'à pF 0 ($p < 0.01$), au travers de rétentions en eau statistiquement plus importantes constatées à 20 cm mais seulement sur la parcelle BOUE. Quelques différences significatives sont également constatées à 37 et 165 cm, uniquement pour des pF proches des valeurs extrêmes de la gamme de mesure, et indiquent une rétention en eau fréquemment moins importante pour la parcelle DVB.

Enfin, les graphiques visibles sur la Figure III présentent l'ensemble des courbes de rétention en eau des profondeurs instrumentées selon la parcelle, sans les écarts-types associés aux valeurs de teneurs en eau pour plus de clarté, ces derniers restant toutefois visibles sur la Figure II. Ils permettent de constater que (*i*) les dynamiques des courbes $\theta(h)$ des horizons LAca, ASca et Sca sont généralement proches, à un $\Delta\theta_s$ près ; (*ii*) les rétentions en eau des horizons SCca-1 et 2 se différencient particulièrement de celles des autres, avec des diminutions de teneurs en eau plus marquées entre pF 2.3 et 3.5, ces dernières étant de ce fait toujours plus faibles que celles des autres horizons au point de flétrissement (pF = 4.2) ; (*iii*) l'horizon de surface (LAca) et de subsurface (ASca) présentent des teneurs en eau plus élevées que celles des autres horizons aux potentiels matriciels faibles (pF > 3.5). Malgré l'absence d'effet des apports de PRO constatée au travers de l'étude générale des courbes $\theta(h)$ ou par les résultats des tests statistiques effectués sur les résultats à une profondeur donnée, cette observation semble logique au vu des teneurs en matière organique supérieures dans les horizons de surface et engendrées par les épandages et/ou les multiples pratiques culturales mises en place. La portée de ces conclusions doit cependant être relativisée par le fait que certains auteurs ont montré que les mesures de teneurs en eau au laboratoire à l'aide de presse de Richards surestiment habituellement celles constatées au champ (Bittelli et Flury, 2009 ; Mermoud et Xu, 2006). Ces dernières peuvent de plus être biaisées pour des pF supérieurs à 3, notamment à cause (*i*) d'une perte de contact hydraulique entre le dispositif et l'échantillon expliquée par une désaturation de ce dernier ; (*ii*) d'une dispersion du sol entraînant des colmatages des pores de la céramique ; (*iii*) d'un temps trop long pour atteindre l'équilibre, ce dernier étant causé par une valeur de conductivité hydraulique trop faible à des potentiels aussi bas (Cresswell et al., 2008 ; Gee et al., 2002 ; Solone et al., 2012).

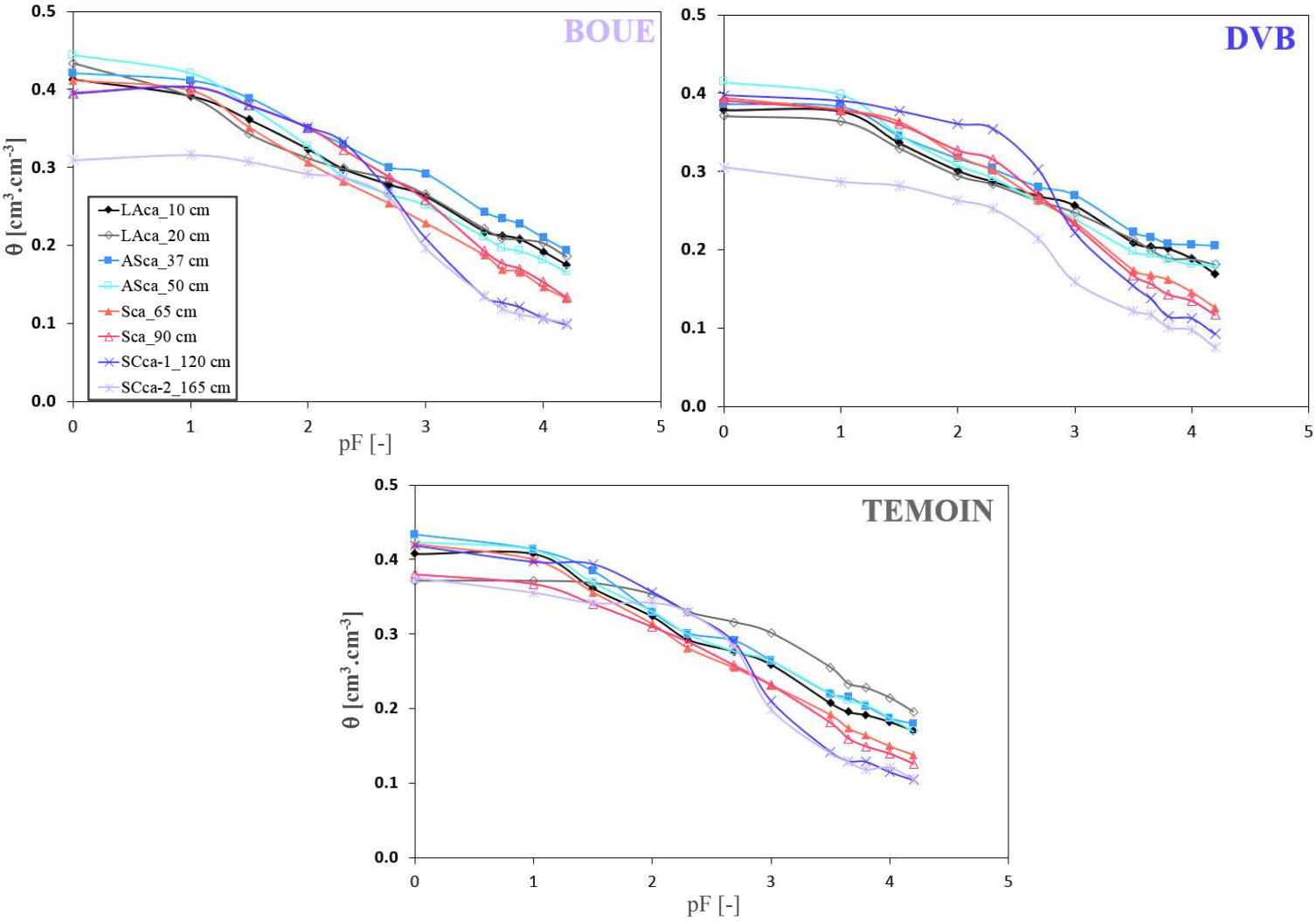


Figure III : Étude des courbes de rétentions en eau selon la parcelle et pour chacune des profondeurs instrumentées.

Bibliographie

Bittelli, M., Flury, M., 2009. Errors in Water Retention Curves Determined with Pressure Plates. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 1453. doi:10.2136/sssaj2008.0082

Cresswell, H.P., Green, T.W., McKenzie, N.J., 2008. The adequacy of pressure plate apparatus for determining soil water retention. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 41–49.

Gee, G.W., Ward, A.L., Zhang, Z.F., Campbell, G.S., Mathison, J., 2002. The Influence of Hydraulic Nonequilibrium on Pressure Plate Data. Vadose Zone J. 1, 172–178. doi:10.2113/1.1.172

Hu, W., She, D., Shao, M. 'an, Chun, K.P., Si, B., 2015. Effects of initial soil water content and saturated hydraulic conductivity variability on small watershed runoff simulation using LISEM. Hydrol. Sci. J. 60, 1137–1154. doi:10.1080/02626667.2014.903332

Iqbal, J., Thomasson, J.A., Jenkins, J.N., Owens, P.R., Whisler, F.D., 2005. Spatial Variability Analysis of Soil Physical Properties of Alluvial Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 69, 1338. doi:10.2136/sssaj2004.0154

Mermoud, A., Xu, D., 2006. Comparative analysis of three methods to generate soil hydraulic functions. Soil Tillage Res. 87, 89–100. doi:10.1016/j.still.2005.02.034

Reichardt, K., Silva, J.C. de A., Bassoi, L.H., Timm, L.C., Oliveira, J.C.M. de, Bacchi, O.O.S., Pilotto, J.E., 2001. Soil spatial variability and the estimation of the irrigation water depth. Sci. Agric. 58, 549–553.

Solone, R., Bittelli, M., Tomei, F., Morari, F., 2012. Errors in water retention curves determined with pressure plates: Effects on the soil water balance. J. Hydrol. 470–471, 65–74. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.08.017

Warrick, A.W. and Nielsen, D.R., 1980. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: Hillel D., ed. Applications of soil physics. Academic Press, New York, NY, pp. 319-344.

Annexe 3.G

Compléments aux résultats des analyses de conductivités hydrauliques à saturation réalisées au laboratoire.

L'ensemble des résultats d'analyse obtenus dans le cadre de la mesure de K_s sont identifiées sous la dénomination « K_s_brutes » et reportées sur la Figure I et dans le Tableau I. D'importantes différences de moyennes sont constatées entre répétitions aux profondeurs appartenant aux deux premiers horizons (Figure I) et particulièrement à 10, 37 et 50 cm, où les tests statistiques *post-hoc* de Bonferroni mettent en évidence des différences significatives entre moyenne d'une des trois répétitions et celles des deux autres, l'effet décelé étant parfois hautement significatif ($p < 0.001$, cf. Tableau II). Néanmoins, ces différences statistiques restent difficilement interprétables et ne sont pas forcément attribuables à des variabilités spatiales de conductivités hydrauliques à saturation. En effet, des variations considérables caractérisées par des sauts de K_s sont observées d'un essai à l'autre très souvent pour un même échantillon qui présente de ce fait des écarts-types très élevés autour de sa valeur moyenne (Figures I et II). Pour pratiquement toutes les profondeurs étudiées, nous observons effectivement que les valeurs de K_s d'au minimum une répétition sont plus élevées lors des premiers essais mis en place puis diminuent plus ou moins brusquement pour finalement se stabiliser (Figure II), même si les résultats d'un nombre supérieur d'essais seraient nécessaires pour confirmer cela. Nous pouvons par exemple constater une diminution de plus de 2000 $cm.j^{-1}$ entre les essais 1 et 4 pour la répétition 2 à la profondeur 37 cm ou encore presque 1000 $cm.j^{-1}$ entre les essais 2 et 4 pour la répétition 1 à la profondeur 50 cm. Ces chutes peuvent notamment être expliquées par des changements de structure ou d'état de (macro)porosité du sol durant la manipulation, ces derniers ayant une influence directe sur la mesure de K_s.

En définitive, dans le but de s'approcher d'un ordre de grandeur caractérisant la conductivité hydraulique à saturation réelle à chaque profondeur instrumentée, nous choisissons de procéder à une suppression empirique de certaines données mesurées (« K_s_brutes ») qui nous paraissent erronées. Ceci est effectué à travers l'étude de la dynamique des essais pour une même répétition (Figure II) et donc des écarts-types associés à chaque moyenne obtenue suite à la mise en place des cinq essais.

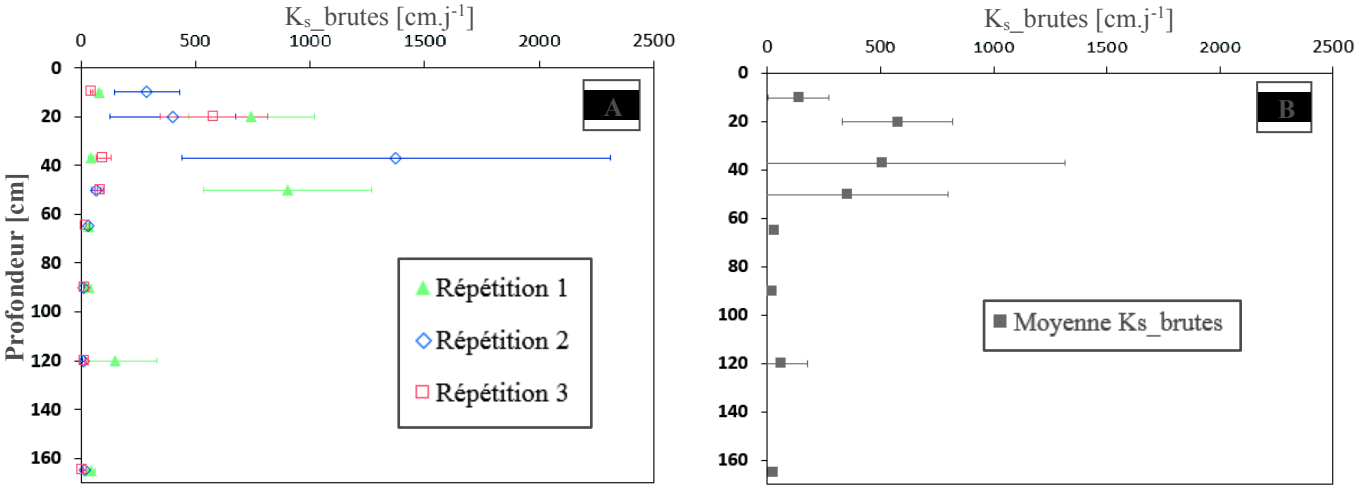


Figure I : Valeurs et écarts-types des K_s_brutes à chaque profondeur instrumentée, obtenues au laboratoire pour chacune des trois répétitions (A) et leurs moyennes (B).

Tableau I: Détermination des conductivités hydrauliques à saturation moyennes à chaque profondeur instrumentée à partir de la prise en compte de l'ensemble des résultats des essais réalisés au laboratoire (« Ks_brutes »).

Profondeur [cm]	K_s_Essai 1	K_s_Essai 2	K_s_Essai 3	K_s_Essai 4	K_s_Essai 5	**Moy. K_s_Essais** [cm.jour^{-1}]	CV [%]
10 cm - Rép. 1	78.1	83.4	66.8	98.7	82.3	**81.9 (11.5)**	14.0
10 cm - Rép. 2	537.7	257.0	205.2	225.7	213.6	**287.8 (141.1)**	49.0
10 cm - Rép. 3	53.0	47.7	36.6	48.8	46.5	**46.5 (6)**	13.0
20 cm - Rép. 1	871.7	708.6	699.4	725.0	713.1	**743.6 (72.2)**	9.7
20 cm - Rép. 2	672.8	559.4	565.8	103.1	104.8	**401.2 (275)**	68.6
20 cm - Rép. 3	906.5	738.9	517.2	374.9	366.3	**580.7 (236.4)**	40.7
37 cm - Rép. 1	61.9	51.7	47.1	29.7	29.1	**43.9 (14.3)**	32.5
37 cm - Rép. 2	2585.9	1742.0	1690.3	441.9	416.7	**1375.4 (934)**	67.9
37 cm - Rép. 3	139.2	116.0	105.4	65.9	63.7	**98.1 (32.7)**	33.4
50 cm - Rép. 1	1020.3	1411.0	993.6	554.8	528.7	**901.7 (367.9)**	40.8
50 cm - Rép. 2	96.0	75.1	64.1	41.5	63.2	**68 (19.9)**	29.2
50 cm - Rép. 3	104.2	91.3	83.5	69.7	80.1	**85.7 (12.9)**	15.0
65 cm - Rép. 1	42.2	35.7	27.9	25.2	30.0	**32.2 (6.8)**	21.0
65 cm - Rép. 2	46.4	42.0	24.8	25.3	26.5	**33 (10.4)**	31.4
65 cm - Rép. 3	23.2	23.2	20.8	21.9	21.9	**22.2 (1)**	4.7
90 cm - Rép. 1	49.8	45.4	27.4	28.2	24.4	**35 (11.7)**	33.3
90 cm - Rép. 2	12.5	12.7	10.3	10.2	11.9	**11.5 (1.2)**	10.6
90 cm - Rép. 3	18.3	19.1	13.1	14.5	15.0	**16 (2.6)**	16.1
120 cm - Rép. 1	431.2	231.6	45.0	16.2	18.1	**148.4 (181.7)**	122.4
120 cm - Rép. 2	16.1	16.9	8.8	10.4	12.7	**13 (3.5)**	27.1
120 cm - Rép. 3	22.5	20.9	15.0	17.0	18.2	**18.7 (3)**	16.1
165 cm - Rép. 1	72.2	43.3	31.5	41.9	35.8	**44.9 (16)**	35.5
165 cm - Rép. 2	23.2	20.8	13.4	14.1	14.1	**17.1 (4.6)**	26.6
165 cm - Rép. 3	9.5	10.2	2.8	7.5	9.5	**7.9 (3)**	38.1

Profondeur [cm]	*Ks max.*	*Ks min.* [cm.jour^{-1}]	***K_s modifiées***	*CV* [%]
10	36.6	537.7	**138.7 (133.7)**	96.3
20	103.1	906.5	**575.2 (245)**	42.6
37	29.1	2585.9	**505.8 (809.5)**	160.0
50	41.5	1411.0	**351.8 (448.2)**	127.4
65	20.8	46.4	**29.1 (8.4)**	28.7
90	10.2	49.8	**20.8 (12.4)**	59.3
120	8.8	431.2	**60 (116.7)**	194.4
165	2.8	72.2	**23.3 (18.6)**	79.9

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.

Tableau II: Résultats des ANOVA et tests *post-hoc* sur les « K_s_brutes » à chaque profondeur instrumentée.

ANOVA "K_s_brutes"	*10*	*20*	*37*	*50*	*65*	*90*	*120*	*165*
p value	**	†	**	***	†	***	-	***

Bonferroni	*Rép. 1*	*Rép. 2*	*Rép. 3*
10 cm	b	a	b
37 cm	b	a	b
50 cm	a	b	b
90 cm	a	b	b
165 cm	a	b	b

p-value associées aux symboles :

« **** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tests *post-hoc* Bonferroni ($\alpha = 0.05$) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

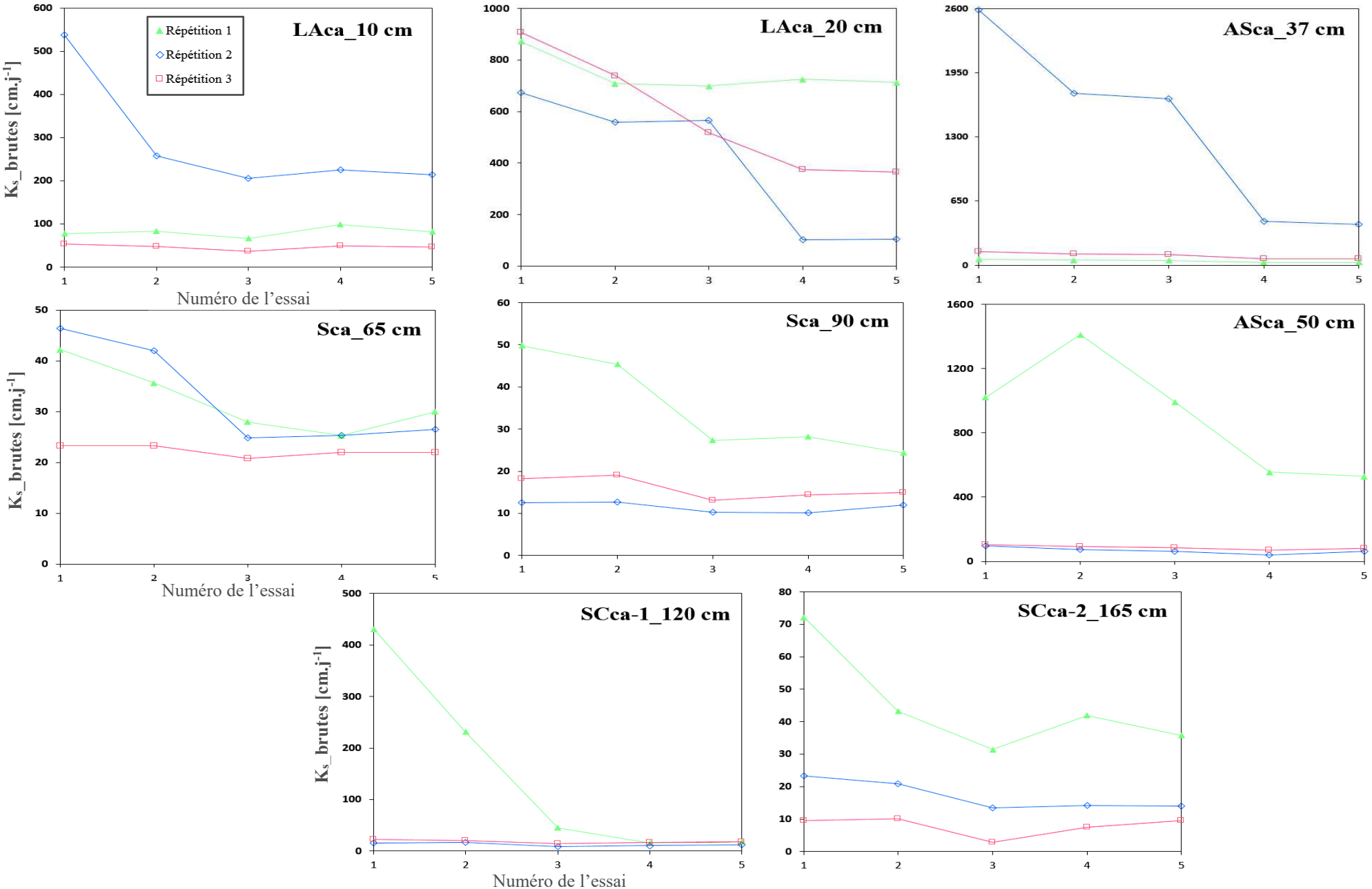


Figure II : Valeurs de conductivité hydraulique à saturation obtenues pour les cinq essais effectués et associés aux trois prélèvements réalisés à chaque profondeur instrumentée.

Tableau III: Détermination des conductivités hydrauliques à saturation moyennes à chaque profondeur instrumentée suite à la suppression des valeurs de K_s jugées suspectes (« Ks_modifiées »).

Profondeur [cm]	K_s_Essai 1	K_s_Essai 2	K_s_Essai 3	K_s_Essai 4	K_s_Essai 5	**Moy. K_s_Essais** [cm.jour^{-1}]	CV [%]
10 cm - Rép. 1	78.1	83.4	66.8	98.7	82.3	**81.9 (11.5)**	14.0
10 cm - Rép. 2		257.0	205.2	225.7	213.6	**225.4 (22.7)**	10.1
10 cm - Rép. 3	53.0	47.7	36.6	48.8	46.5	**46.5 (6)**	13.0
20 cm - Rép. 1	871.7	708.6	699.4	725.0	713.1	**743.6 (72.2)**	9.7
20 cm - Rép. 2	672.8	559.4	565.8	103.1	104.8	**401.2 (275)**	68.6
20 cm - Rép. 3	906.5	738.9	517.2	374.9	366.3	**580.7 (236.4)**	40.7
37 cm - Rép. 1	61.9	51.7	47.1	29.7	29.1	**43.9 (14.3)**	32.5
37 cm - Rép. 2							
37 cm - Rép. 3	139.2	116.0	105.4	65.9	63.7	**98.1 (32.7)**	33.4
50 cm - Rép. 1							
50 cm - Rép. 2	96.0	75.1	64.1	41.5	63.2	**68 (19.9)**	29.2
50 cm - Rép. 3	104.2	91.3	83.5	69.7	80.1	**85.7 (12.9)**	15.0
65 cm - Rép. 1	42.2	35.7	27.9	25.2	30.0	**32.2 (6.8)**	21.0
65 cm - Rép. 2	46.4	42.0	24.8	25.3	26.5	**33 (10.4)**	31.4
65 cm - Rép. 3	23.2	23.2	20.8	21.9	21.9	**22.2 (1)**	4.7
90 cm - Rép. 1			27.4	28.2	24.4	**26.7 (2)**	7.5
90 cm - Rép. 2	12.5	12.7	10.3	10.2	11.9	**11.5 (1.2)**	10.6
90 cm - Rép. 3	18.3	19.1	13.1	14.5	15.0	**16 (2.6)**	16.1
120 cm - Rép. 1				16.2	18.1	**17.2 (1.4)**	8.0
120 cm - Rép. 2	16.1	16.9	8.8	10.4	12.7	**13 (3.5)**	27.1
120 cm - Rép. 3	22.5	20.9	15.0	17.0	18.2	**18.7 (3)**	16.1
165 cm - Rép. 1		43.3	31.5	41.9	35.8	**38.1 (5.5)**	14.4
165 cm - Rép. 2	23.2	20.8	13.4	14.1	14.1	**17.1 (4.6)**	26.6
165 cm - Rép. 3	9.5	10.2	2.8	7.5	9.5	**7.9 (3)**	38.1

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.

p-value associées aux symboles :

« ** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;**

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tests *post-hoc* Bonferroni (α = 0.05) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

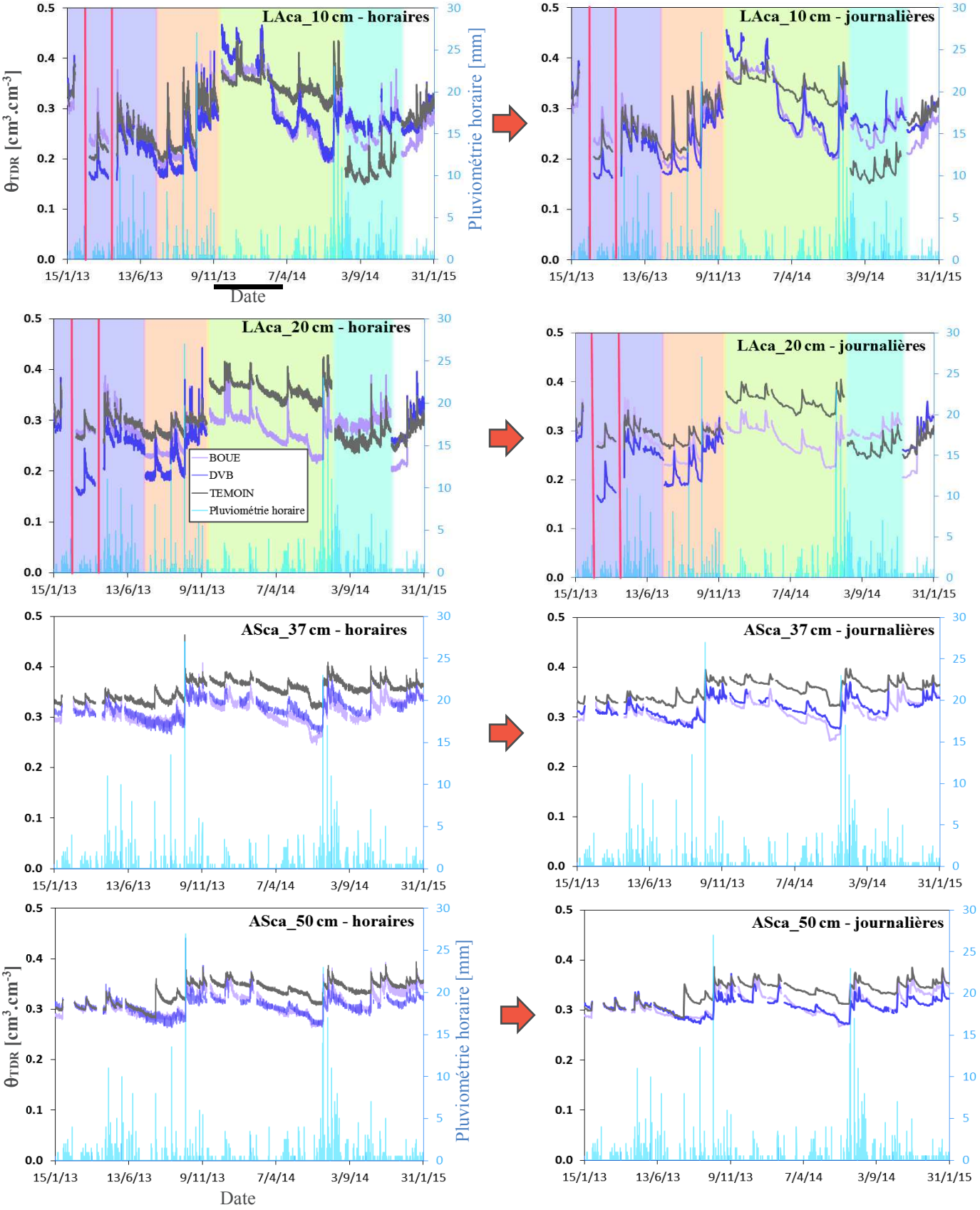
Tableau IV: Résultats des ANOVA et tests *post-hoc* sur les « K_s_modifiées » à chaque profondeur instrumentée.

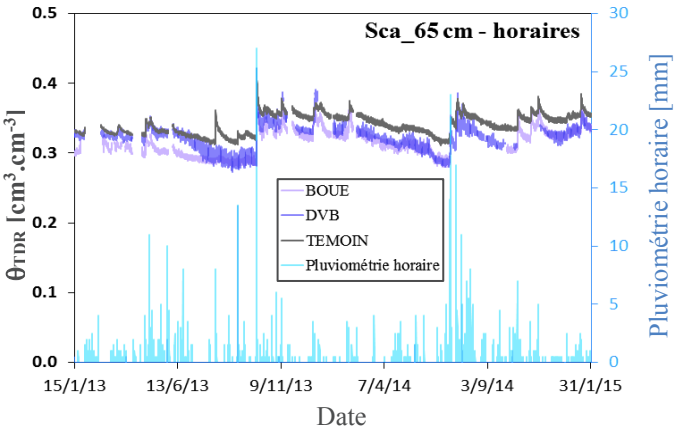
ANOVA "K_s_modifiées"	*10*	*20*	*37*	*50*	*65*	*90*	*120*	*165*
p value	****	†	**	-	†	****	†	****

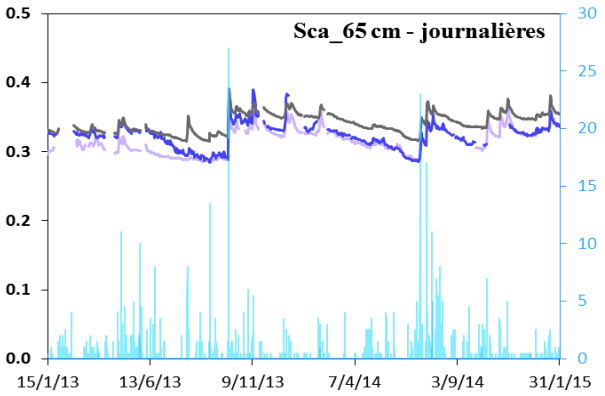
Bonferroni	*Rép. 1*	*Rép. 2*	*Rép. 3*
10 cm	b	a	c
37 cm	b	/	a
90 cm	a	b	ab
165 cm	a	b	c

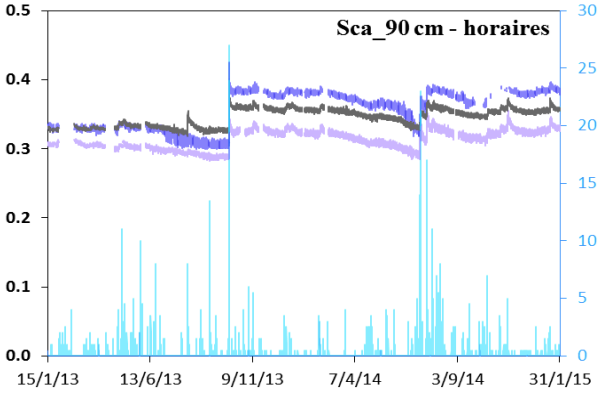
Annexe 3.H

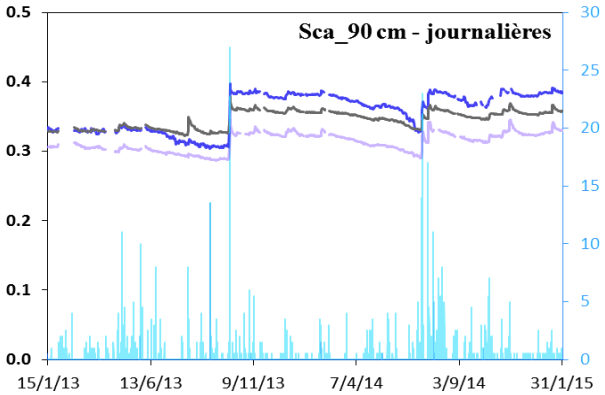
Données horaires et journalières de teneur en eau fournies par les sondes TDR (θ_{TDR}) à chaque profondeur instrumentée.

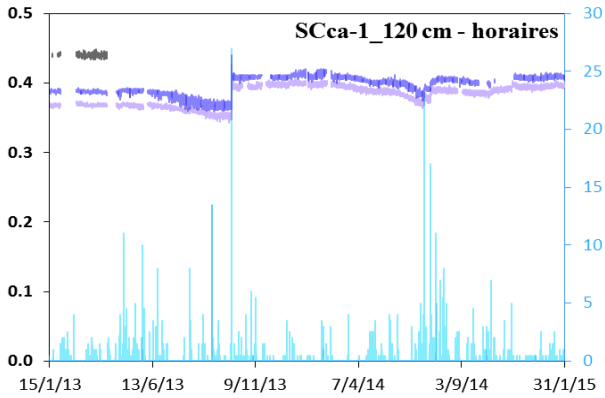


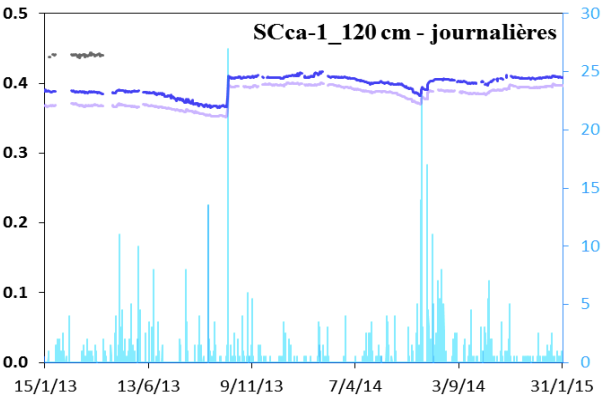

Sca_65 cm - horaires
θTDR [cm³.cm⁻³]
Pluviométrie horaire [mm]
BOUE
DVB
TEMOIN
Pluviométrie horaire
Date
15/1/13
13/6/13
9/11/13
7/4/14
3/9/14
31/1/15

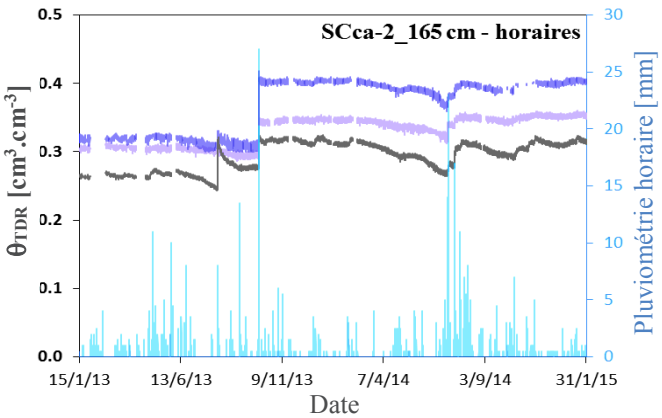

Sca_65 cm - journalières

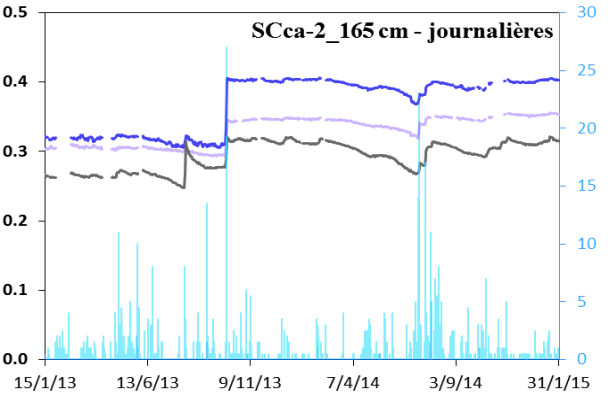

Sca_90 cm - horaires


Sca_90 cm - journalières


SCca-1_120 cm - horaires

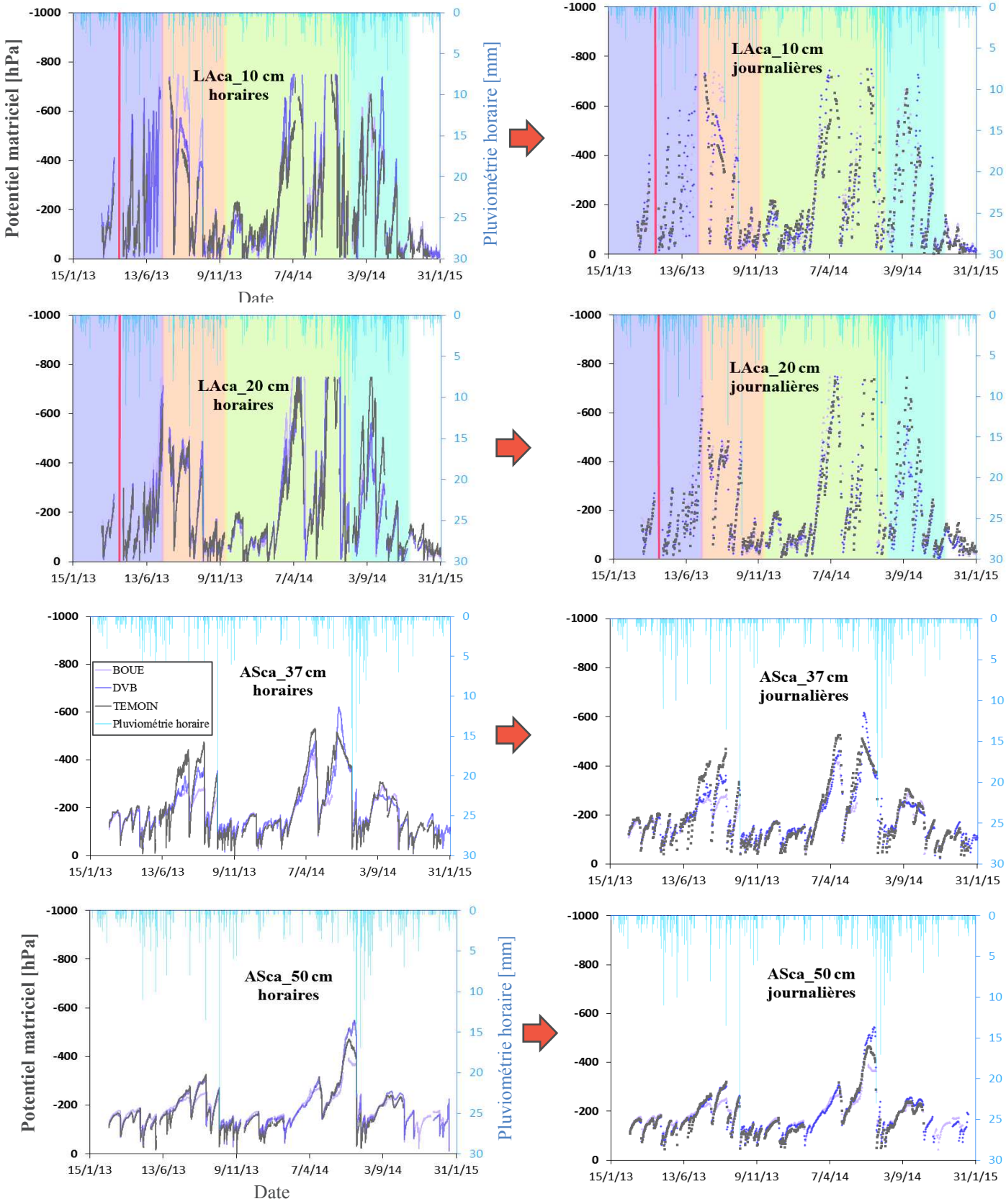

SCca-1_120 cm - journalières

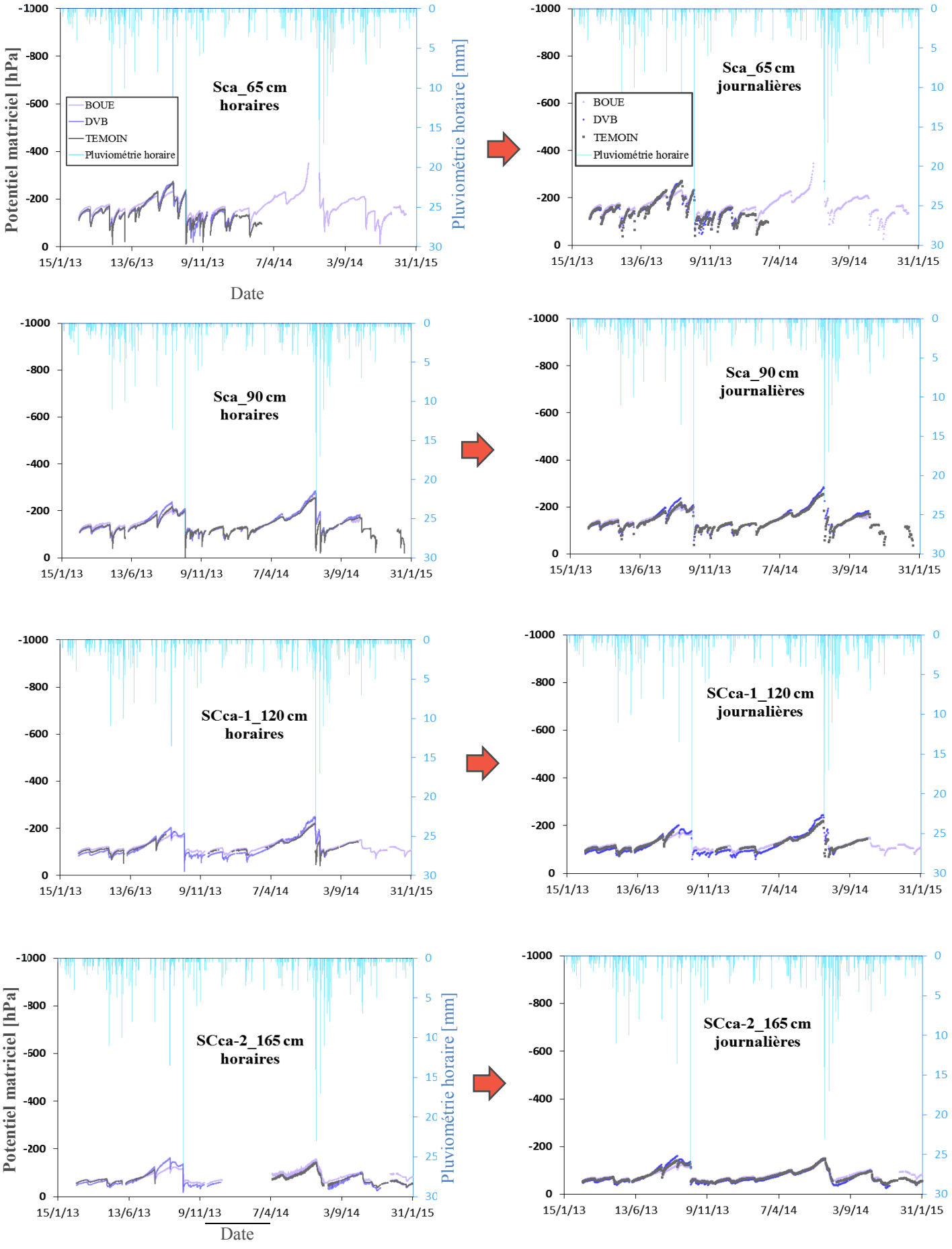

SCca-2_165 cm - horaires
θTDR [cm³.cm⁻³]
Pluviométrie horaire [mm]
Date


SCca-2_165 cm - journalières

Annexe 3.I

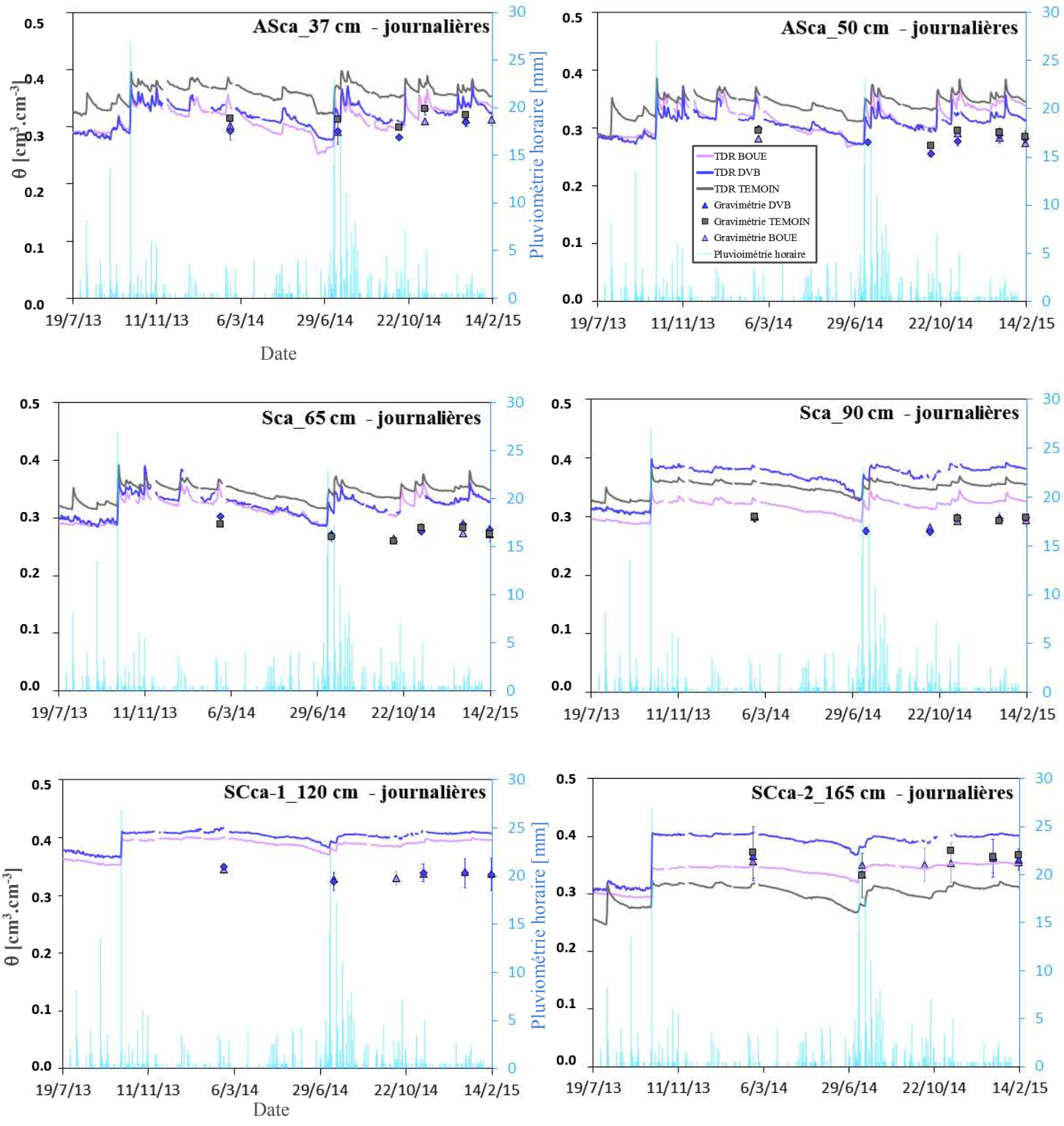
Données horaires et journalières de potentiel matriciel fournies par les tensiomètres à chaque profondeur instrumentée.




Potentiel matriciel [hPa]
Pluviométrie horaire [mm]
Date
BOUE
DVB
TEMOIN
Pluviométrie horaire
Sca_65 cm horaires
Sca_65 cm journalières
Sca_90 cm horaires
Sca_90 cm journalières
SCca-1_120 cm horaires
SCca-1_120 cm journalières
SCca-2_165 cm horaires
SCca-2_165 cm journalières
15/1/13
13/6/13
9/11/13
7/4/14
3/9/14
31/1/15

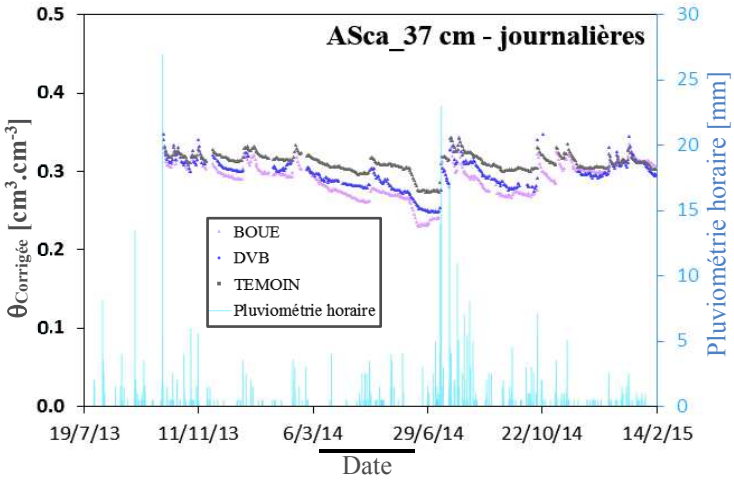
Annexe 3.J

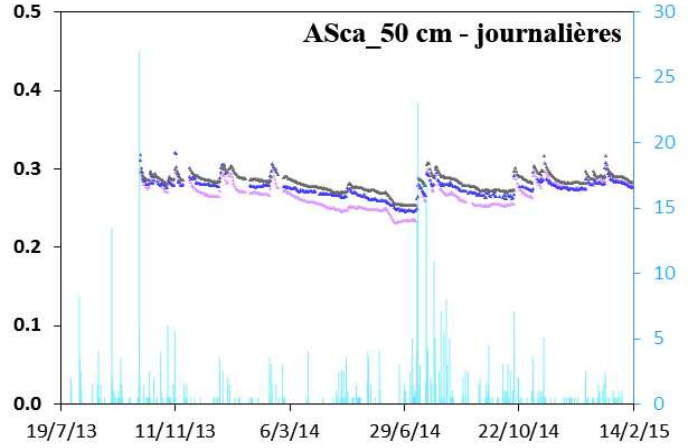
Points de suivis gravimétriques pris en compte pour la correction des moyennes journalières fournies par les sondes TDR des profondeurs instrumentées sous l'horizon labouré (37, 50, 65, 90, 120 et 165 cm).

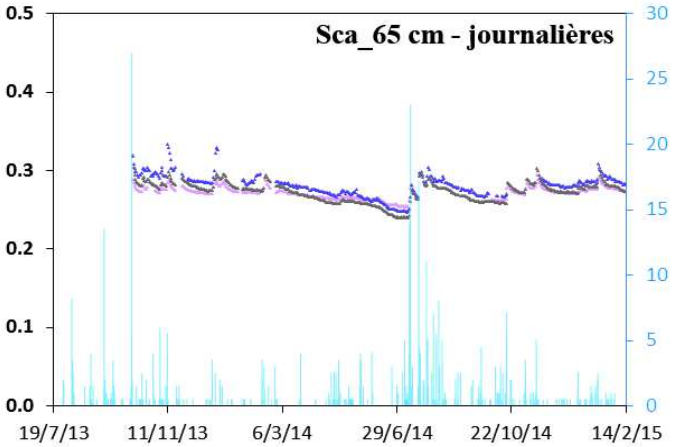


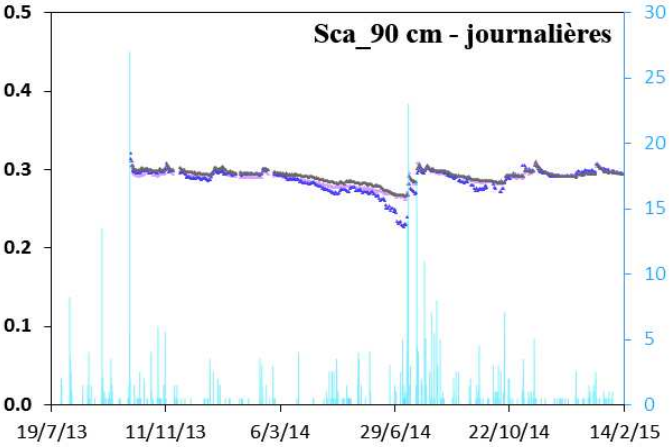
Annexe 3.K

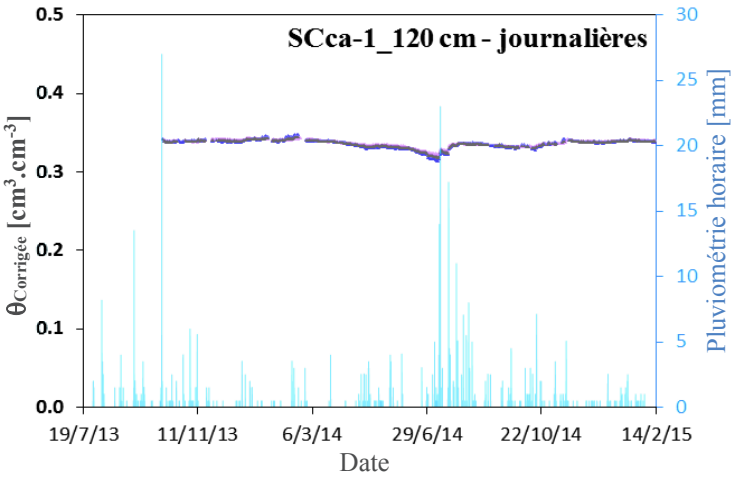
Dynamiques de teneur en eau corrigées ($\theta_{Corrigée}$) en fonction du temps pour chaque profondeur instrumentée sous l'horizon labouré.

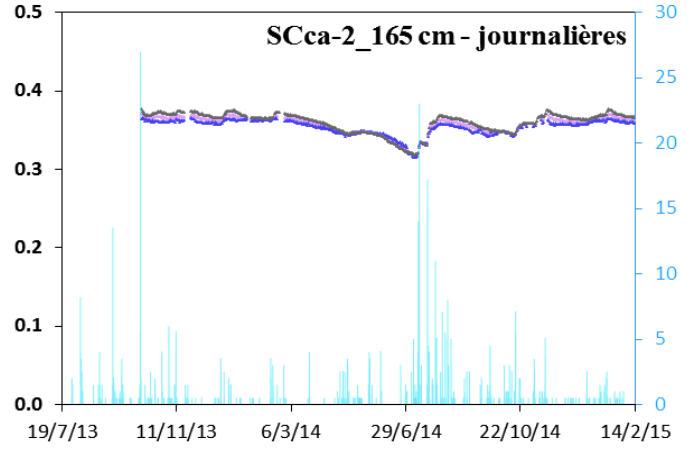






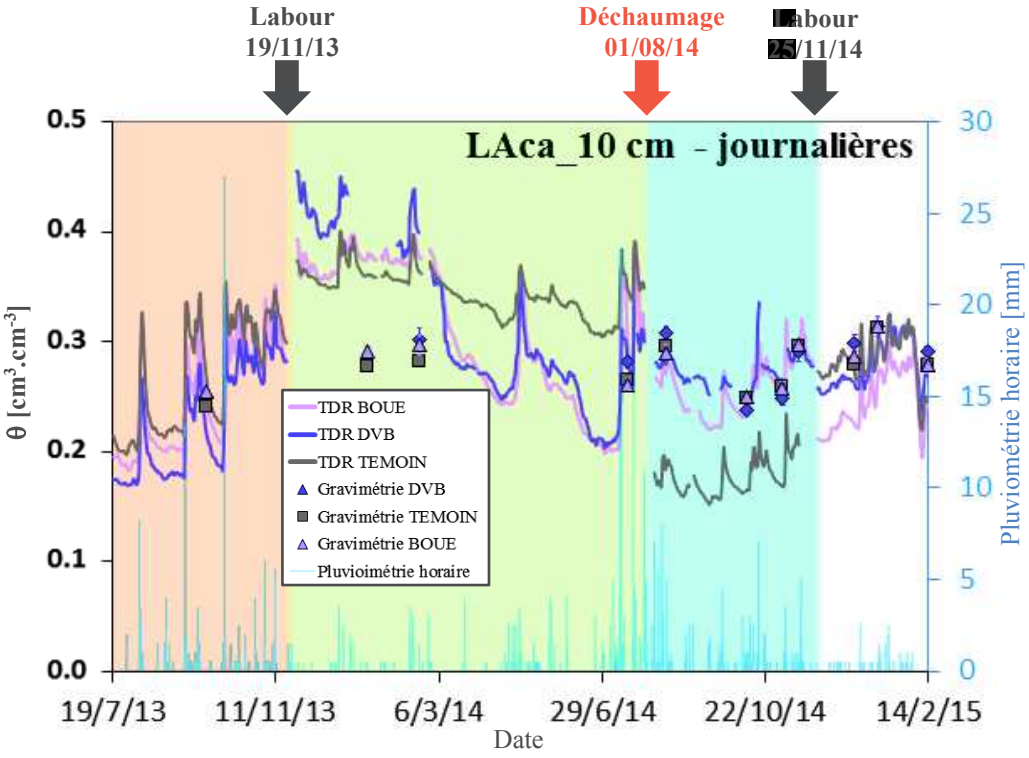


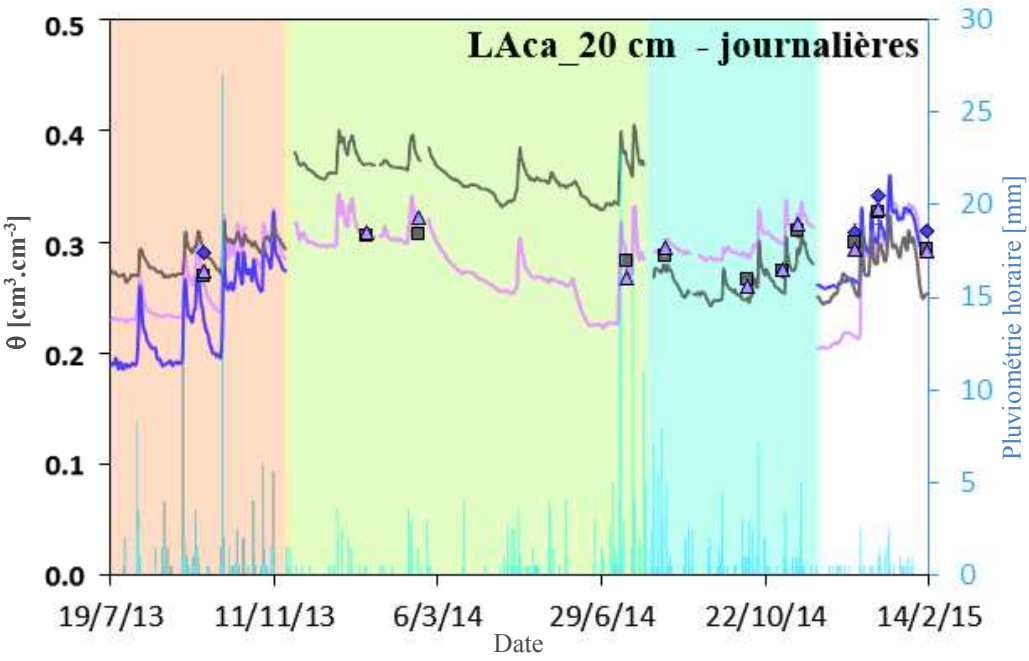




Annexe 3.L

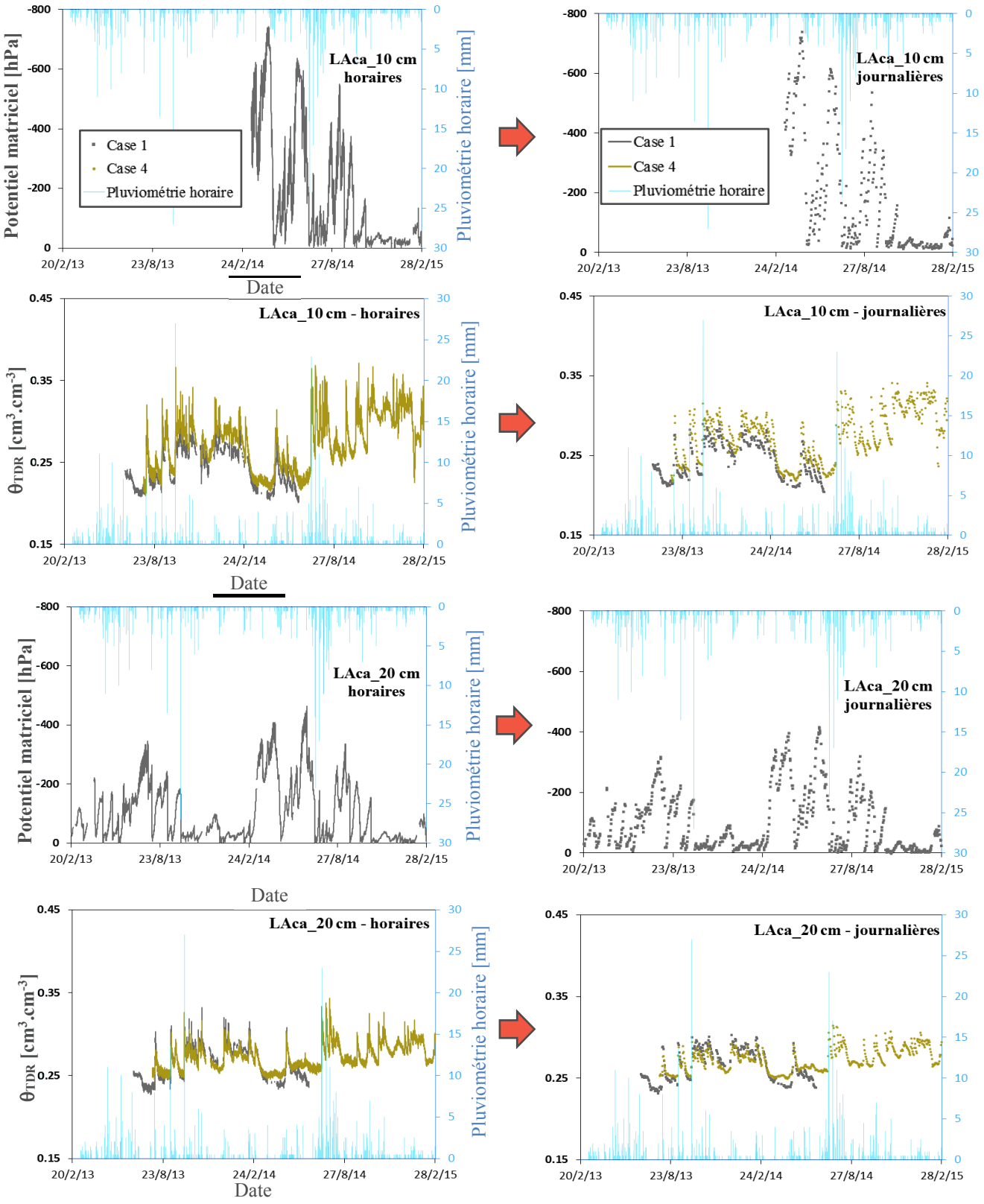
Points de suivis gravimétriques pris en compte pour la correction des moyennes journalières fournies par les sondes TDR des profondeurs instrumentées dans l'horizon de surface (10 et 20 cm).

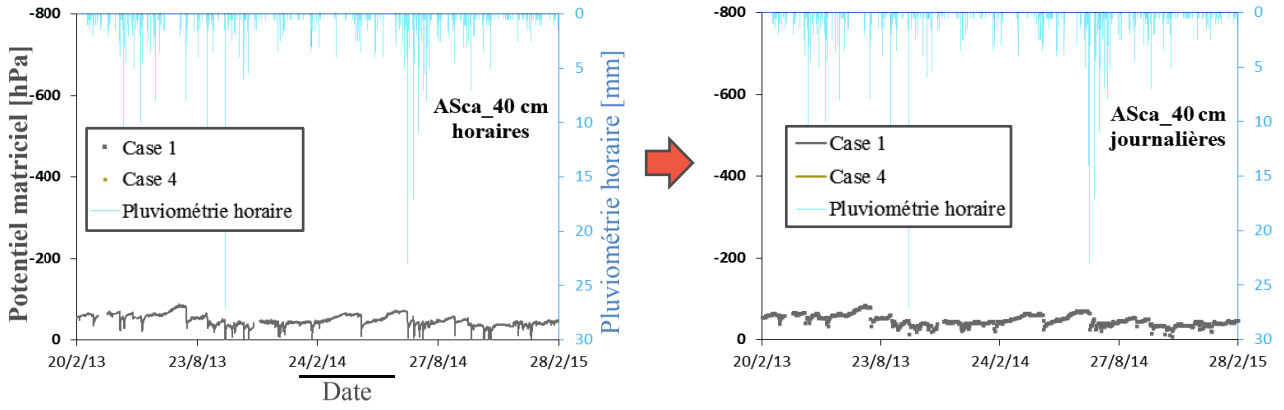


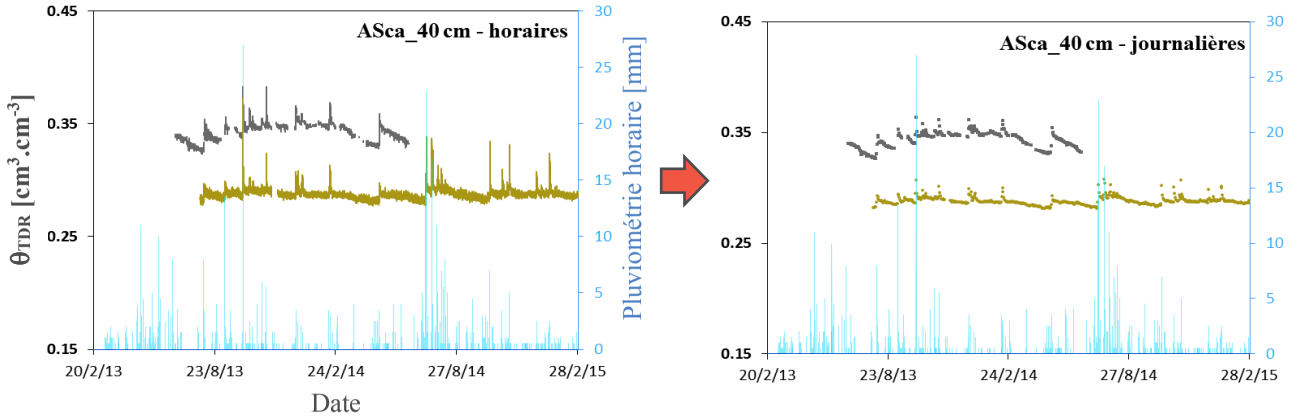


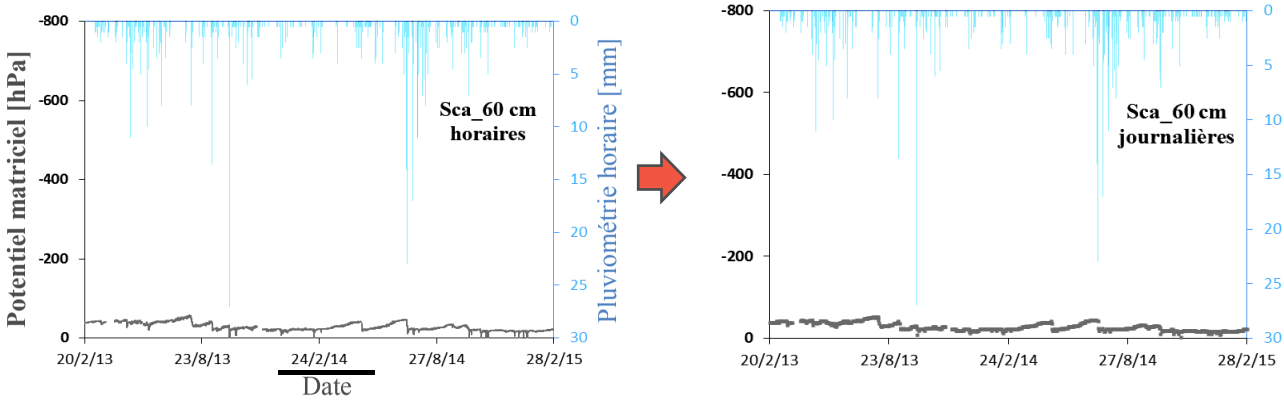
Annexe 3.M

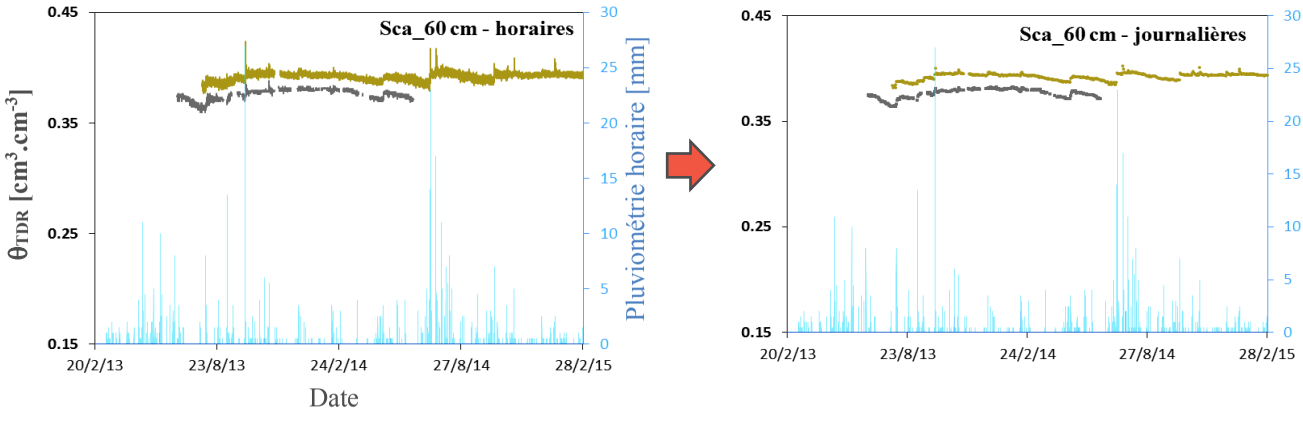
Dynamiques instrumentales de potentiel matriciel et teneur en eau horaires et journalières obtenues pour chaque profondeur instrumentée sur les Cases 1 et 4 (TEMOIN).

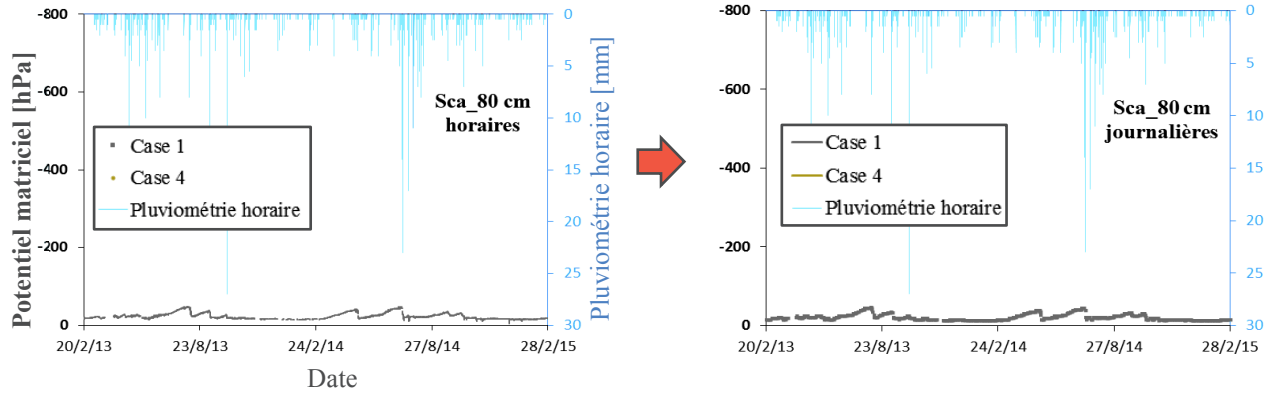


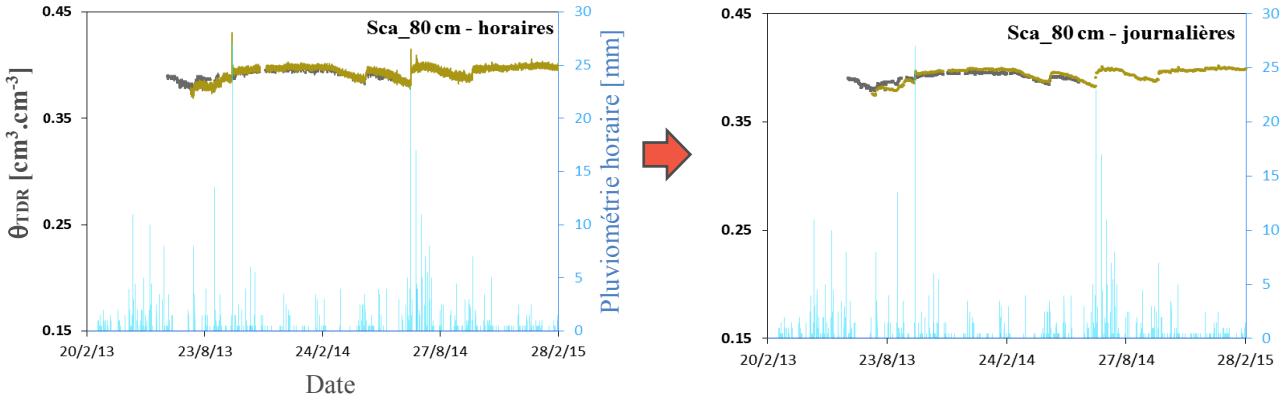

ASca_40 cm horaires
Case 1
Case 4
Pluviométrie horaire
Potentiel matriciel [hPa]
Pluviométrie horaire [mm]
Date
ASca_40 cm journalières


ASca_40 cm - horaires
ASca_40 cm - journalières
θTDR [cm3.cm-3]
Pluviométrie horaire [mm]
Date


Sca_60 cm horaires
Sca_60 cm journalières
Potentiel matriciel [hPa]
Pluviométrie horaire [mm]
Date


Sca_60 cm - horaires
Sca_60 cm - journalières
θTDR [cm3.cm-3]
Pluviométrie horaire [mm]
Date


Potentiel matriciel [hPa]
Pluviométrie horaire [mm]
Sca_80 cm horaires
Case 1
Case 4
Pluviométrie horaire
Date
Sca_80 cm journalières
Case 1
Case 4
Pluviométrie horaire
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


θTDR [cm3.cm-3]
Pluviométrie horaire [mm]
Sca_80 cm - horaires
Date
Sca_80 cm - journalières
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15

Annexe 3.N

Détermination à la sonde à neutron des teneurs en eau et du stock moyen sur le profil de la Case 1 à la capacité de rétention en eau.

Tableau I : Teneurs en eau mesurées à la capacité de rétention en eau de la Case 1 à l'aide de quatre sondages neutroniques.

Profondeur [cm]	*Sondage 1*	*Sondage 2*	*Sondage 3*	*Sondage 4*	*Moyenne*	*CV* [%]	*Stock moyen cumulé* [mm]
			[$cm^3.cm^{-3}$]				
15	0.233	0.229	0.245	0.228	0.234	3.3	**46.8**
25	0.295	0.292	0.299	0.291	0.294	1.2	**76.2**
35	0.299	0.294	0.293	0.297	0.296	0.9	**105.8**
45	0.328	0.322	0.319	0.326	0.324	1.2	**138.1**
55	0.351	0.343	0.342	0.345	0.345	1.2	**172.7**
65	0.384	0.383	0.379	0.381	0.382	0.6	**210.8**
75	0.376	0.389	0.384	0.376	0.381	1.7	**249.0**
85	0.380	0.392	0.389	0.377	0.385	1.9	**287.4**

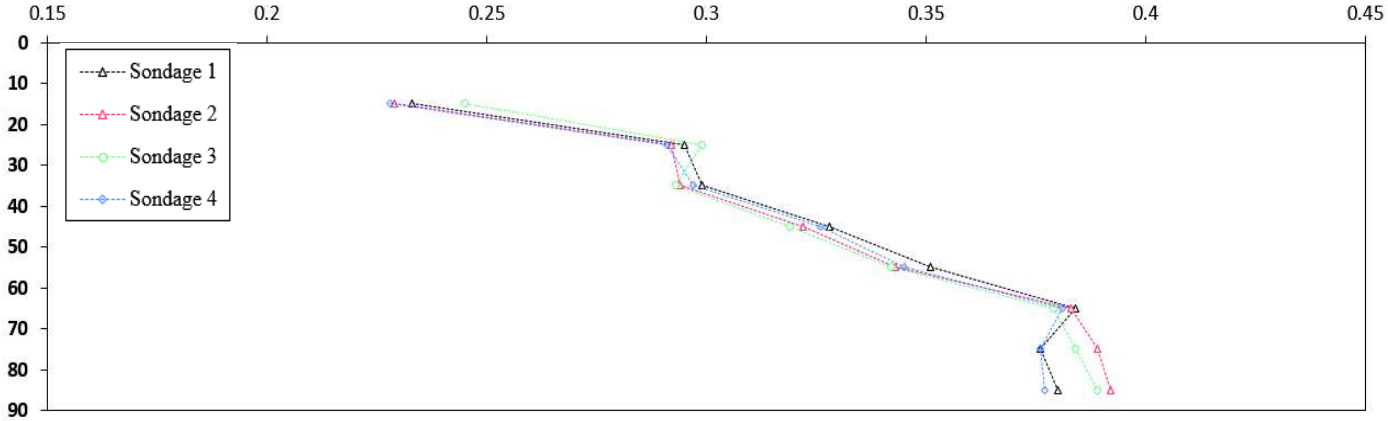


Figure I : Représentation des teneurs en eau mesurées à la capacité de rétention en eau de la Case 1 selon la profondeur, à l'aide de quatre sondages neutroniques.

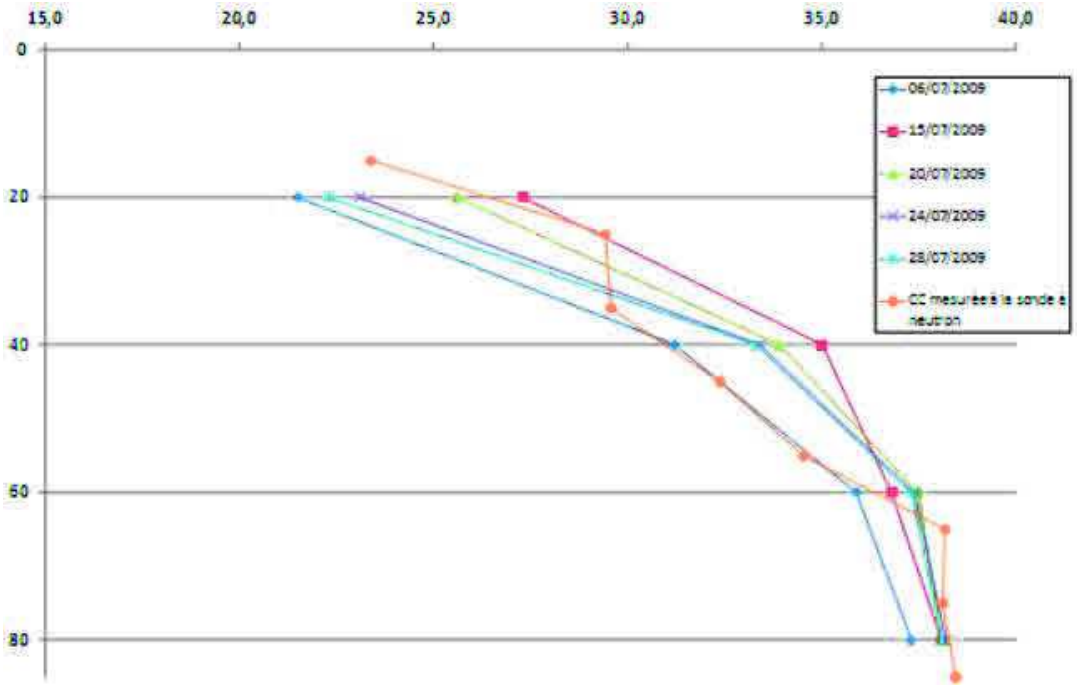


Figure II : Profils de teneurs en eau observés en 2009 sur la Case 1 entre données des sondes TDR TRASE implantées le long du profil pour différents états hydriques du sol et celles mesurées à la capacité de rétention en eau.

Annexe 3.O

Courbes de rétention en eau établies aux profondeurs instrumentées sur les Cases 1 et 4 : comparaison avec les données de 2010.

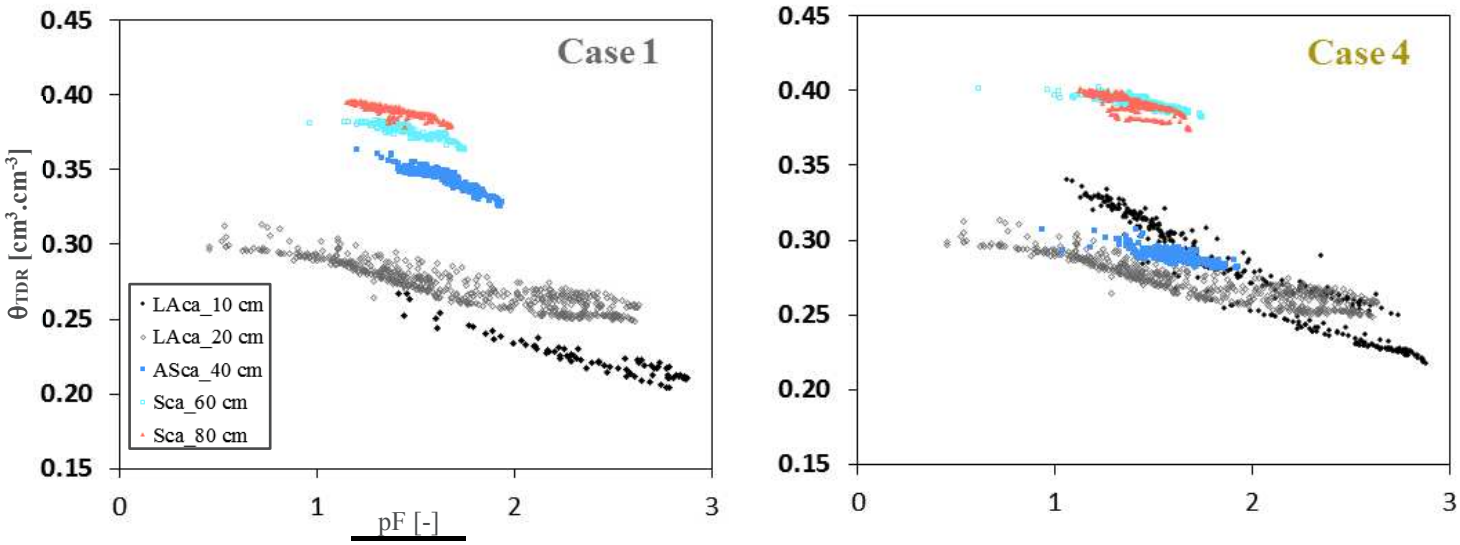


Figure I : Courbes de rétention en eau établies à partir des dynamiques de données instrumentales observées *in situ* pour les Cases 1 et 4.

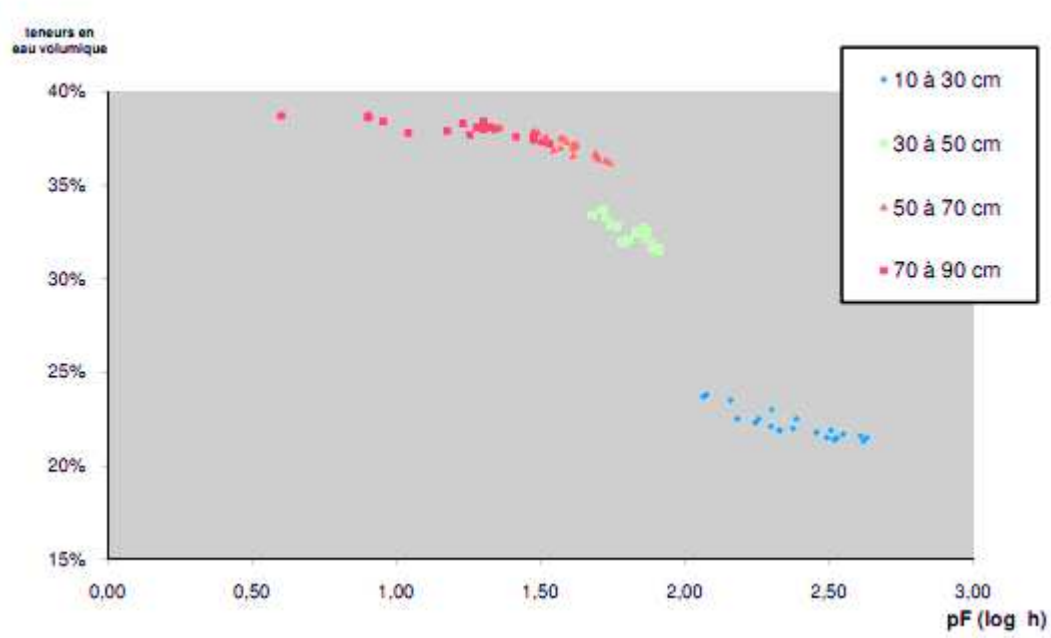
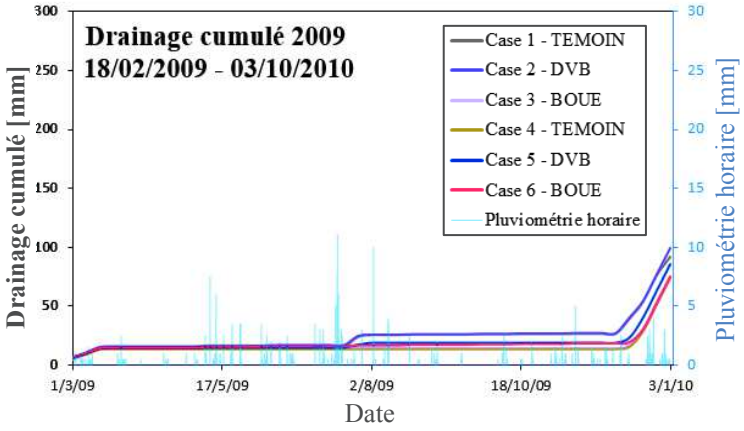
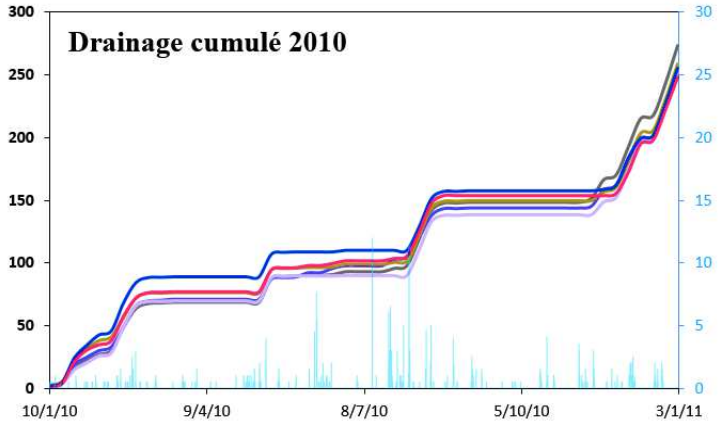


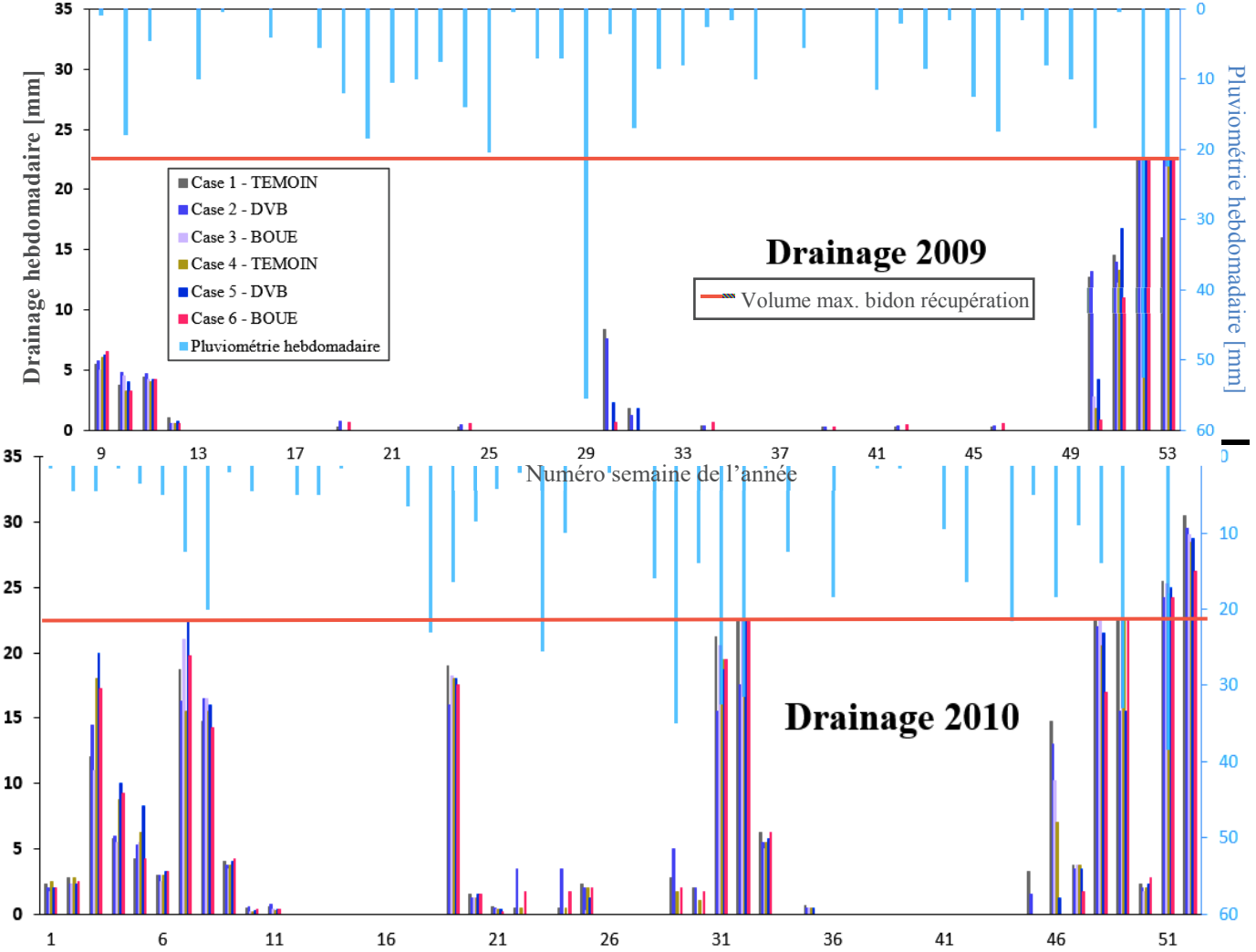
Figure II : Courbes de rétention en eau établies en 2010 à partir des dynamiques de données instrumentales observées *in situ* sur la Case 1.

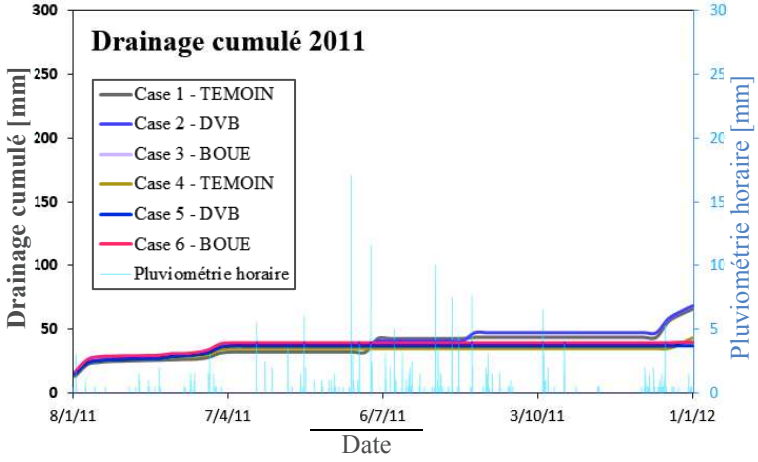
Annexe 3.P

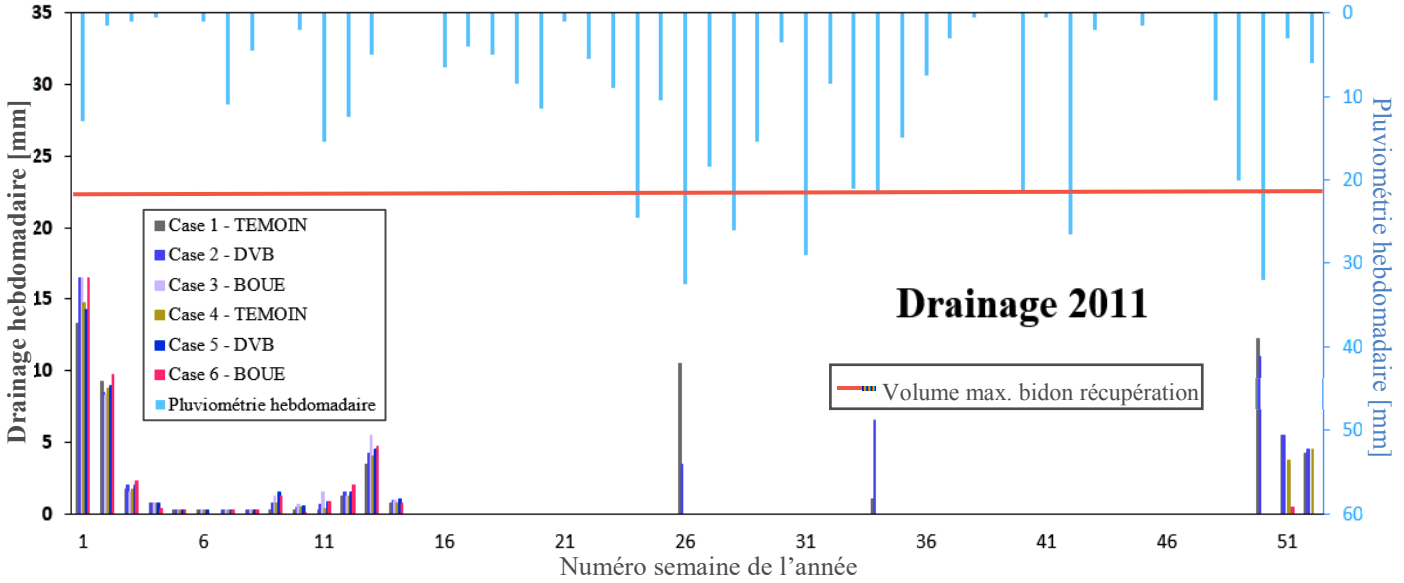
Drainage hebdomadaire et cumulé constaté par lecture manuelle selon les années en sortie des six cases lysimétriques (01/03/2009-24/03/2013) et mise en évidence des débordements observés.

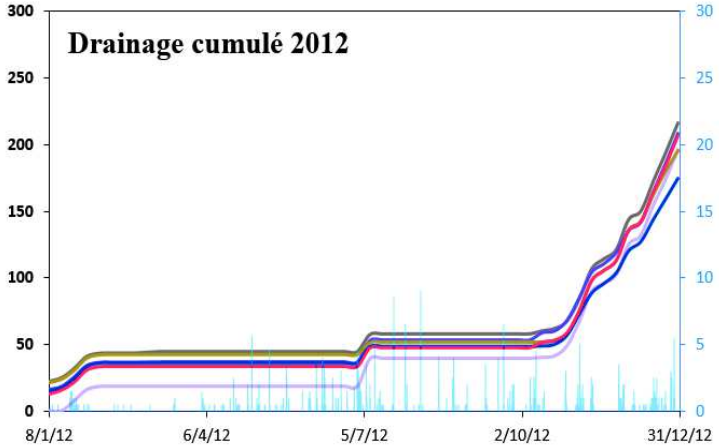


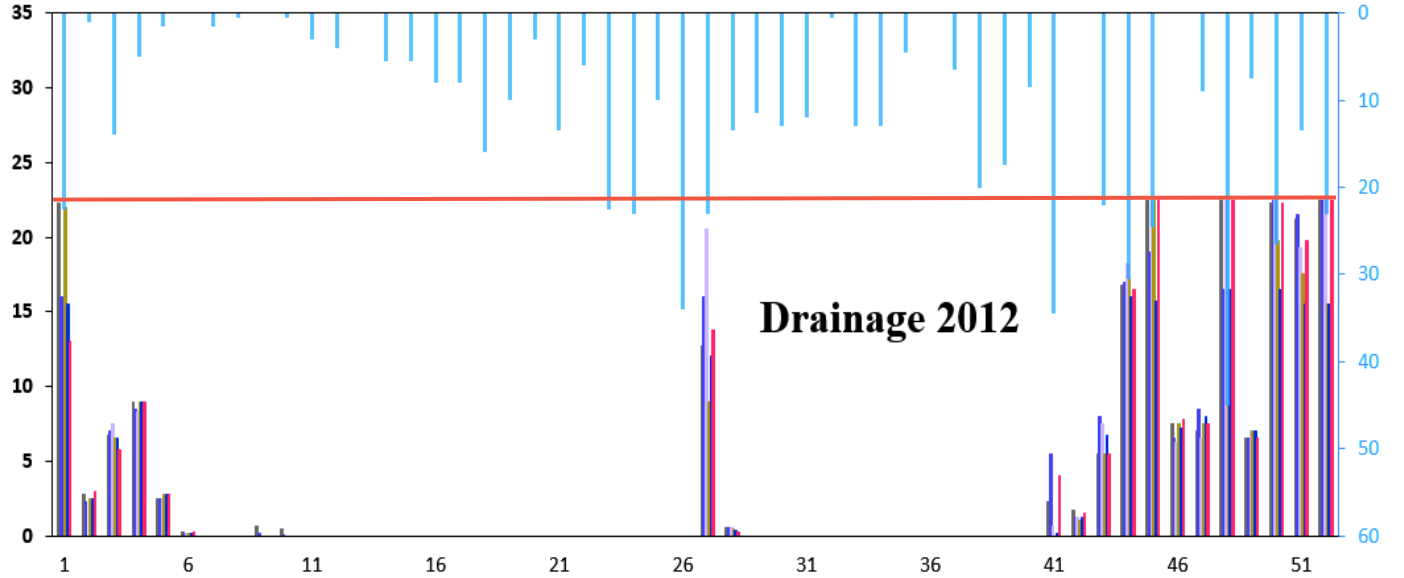


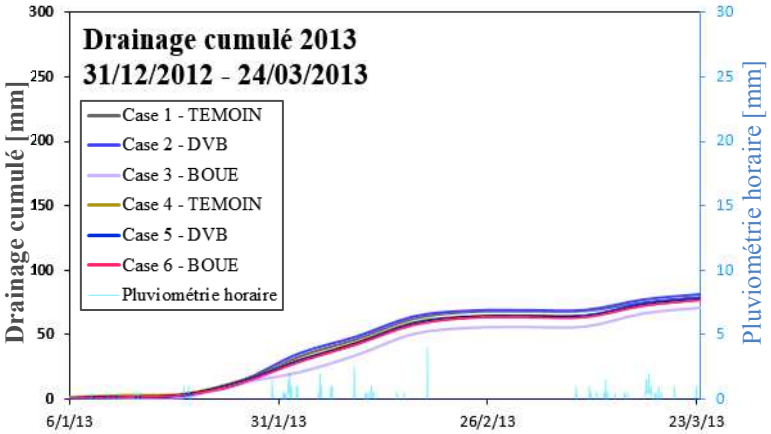



Drainage cumulé 2011
Case 1 - TEMOIN
Case 2 - DVB
Case 3 - BOUE
Case 4 - TEMOIN
Case 5 - DVB
Case 6 - BOUE
Pluviométrie horaire
Drainage cumulé [mm]
Pluviométrie horaire [mm]
8/1/11
7/4/11
6/7/11
3/10/11
1/1/12
Date


Drainage 2011
Case 1 - TEMOIN
Case 2 - DVB
Case 3 - BOUE
Case 4 - TEMOIN
Case 5 - DVB
Case 6 - BOUE
Pluviométrie hebdomadaire
Volume max. bidon récupération
Drainage hebdomadaire [mm]
Pluviométrie hebdomadaire [mm]
Numéro semaine de l'année


Drainage cumulé 2012
8/1/12
6/4/12
5/7/12
2/10/12
31/12/12


Drainage 2012



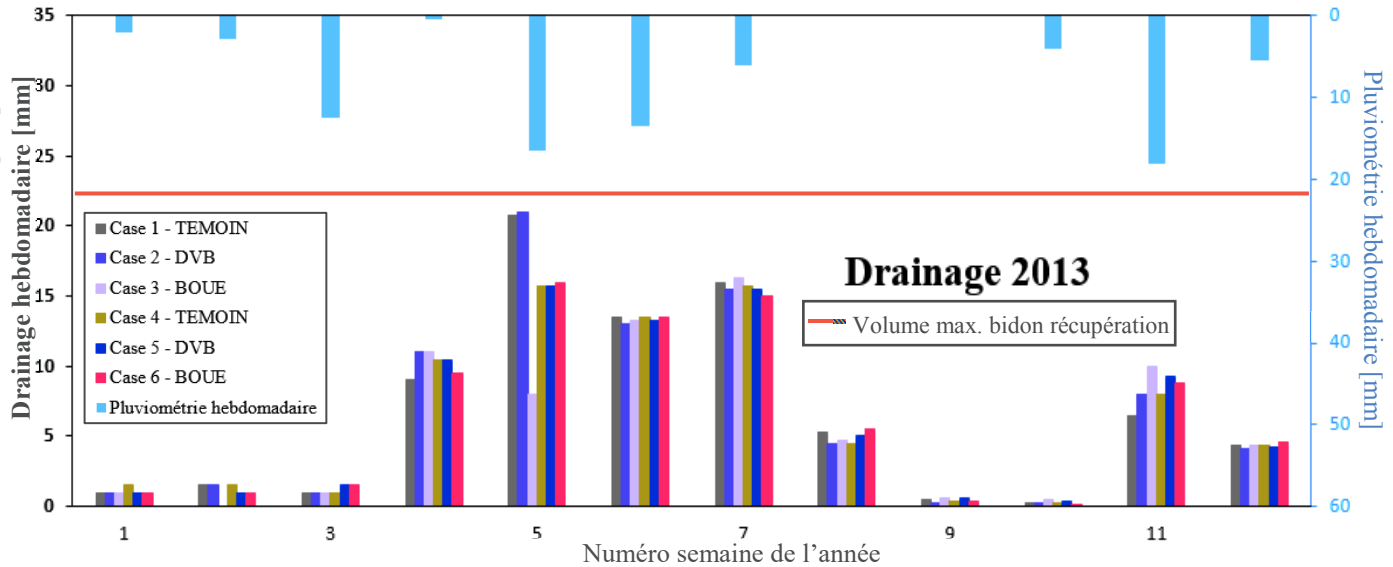


Tableau I : Nombre de débordements des bidons de récupération d'eau de drainage (90 L) constatés chaque année pour chaque case.

Année	*Case 1*	*Case 2*	*Case 3*	*Case 4*	*Case 5*	*Case 6*
2009 (18/02 - 31/12)	1	1	1	1	1	1
2010	3	1	4	3	3	3
2011	0	0	0	0	0	0
2012	3	2	4	2	0	3
2013 (01/01 - 24/03)	0	0	0	0	0	0
18/02/2009 - 24/03/2013	7	4	9	6	4	7

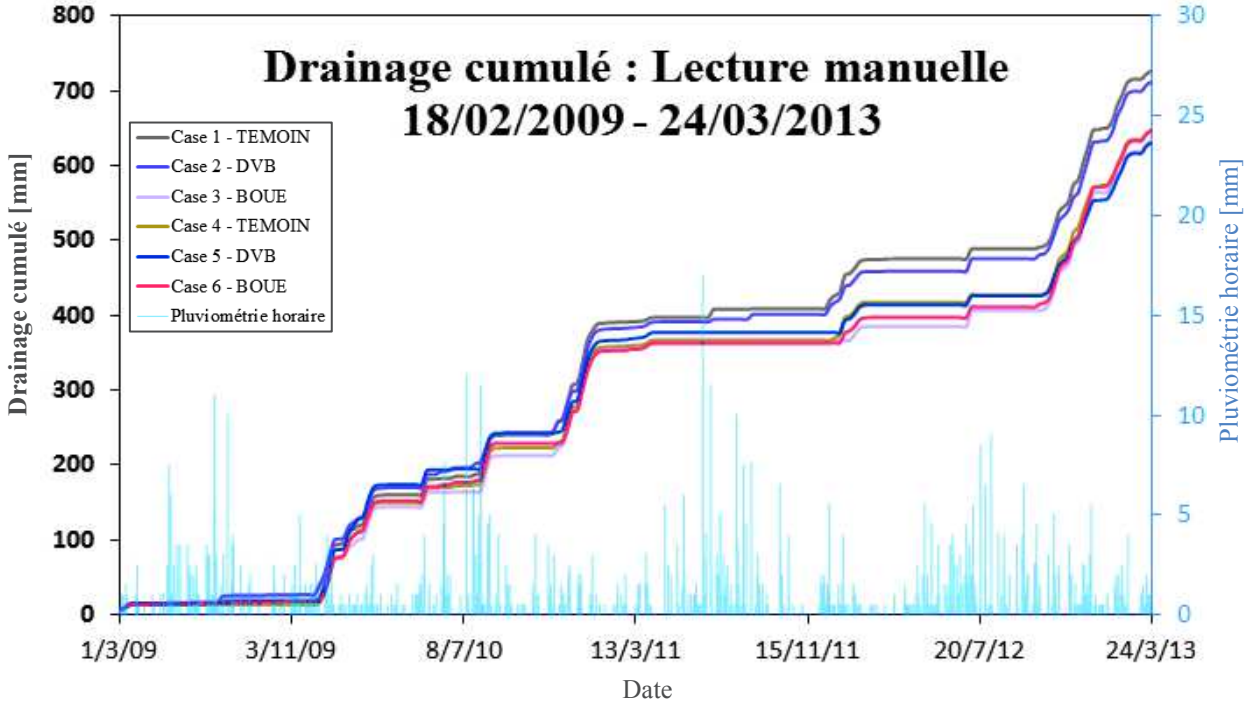
Tableau II : Valeurs des drainages cumulés annuels observées sur chaque case lysimétrique.

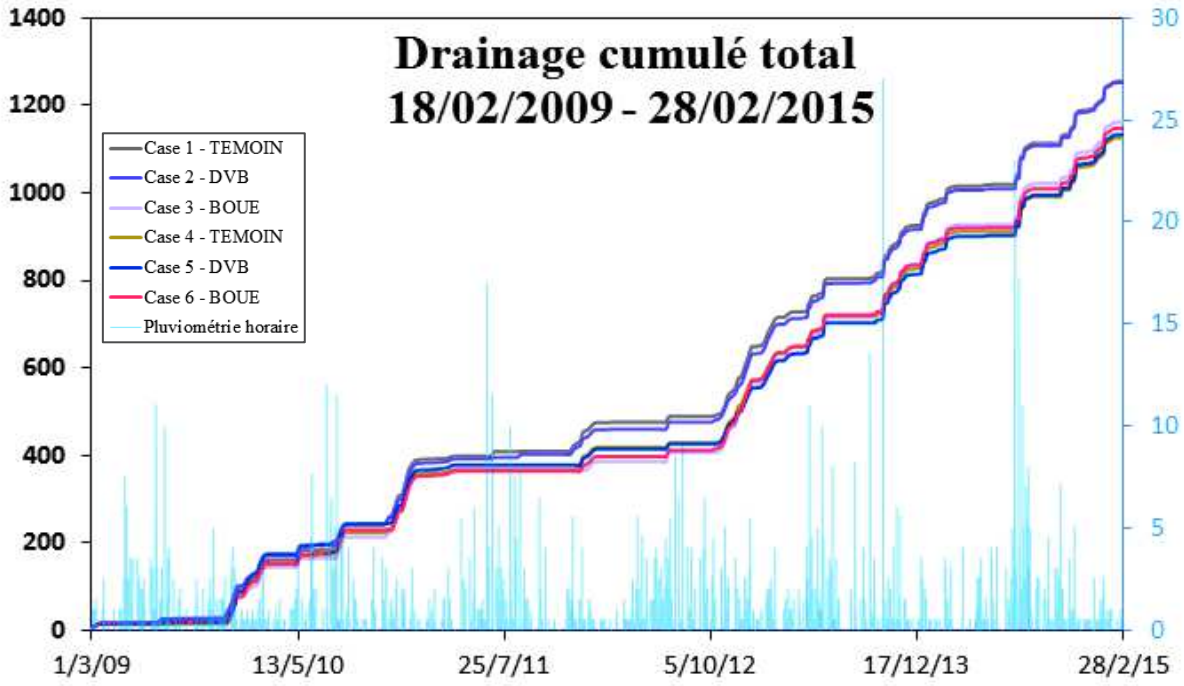
Année	*Pluviométrie*	*Case 1*	*Case 2*	*Case 3*	*Case 4*	*Case 5*	*Case 6*
				[mm]			
2009 (18/02 - 31/12)	432.5	*76.1 (2)*	*76.8 (1)*	*51.8 (5)*	*51.3 (6)*	*62.8 (3)*	*52.6 (4)*
2010	506.0	*289.2 (1)*	*277.3 (4)*	*276.2 (5)*	*280.9 (2)*	*277.8 (3)*	*271.1 (6)*
2011	479.0	65.8 (2)	68.3 (1)	39.1 (5)	42.9 (3)	37 (6)	39.7 (4)
2012	611.0	*216.2 (1)*	*208.5 (2)*	*196 (4)*	*195.9 (5)*	175 (6)	*206.6 (3)*
2013	580.7	308.3 (2)	316.1 (1)	303.8 (3)	284 (6)	289.9 (5)	293.3 (4)
2014	629.0	247.8 (2)	253.3 (1)	241.5 (3)	219.9 (6)	239 (4)	231.3 (5)
2015 (01/01 - 28/02)	65.5	52.2 (5)	53.5 (3)	55.4 (1)	51.5 (6)	53 (4)	55 (2)
18/02/2009 - 28/02/2015	3303.7	*1255.5 (1)*	*1253.7 (2)*	*1163.7 (3)*	*1126.2 (6)*	*1134.3 (5)*	*1149.5 (4)*

Les valeurs en gras sont associé[illegible] des cumuls de drainage sous-estimés par des débordements des flacons de récupération constatés sur la période étudiée.
Les chiffres entre parenthèses classent les cases selon le drainage cumulé constaté, avec le numéro « 1 » pour celle ayant le plus drainé et le numéro « 6 » pour celle ayant le moins drainé sur la période considérée.

Annexe 3.Q

Drainages cumulés observés sur les cases depuis le 18/02/2009, par lecture manuelle (24/03/2013) et totaux (28/02/2015).





Annexe 3.R

Calage des paramètres hydrodynamiques pour chaque parcelle à l'aide de la FPT « SSCBD+WC » du modèle Rosetta : valeurs moyennes et intervalles associés.

BOUE		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	K_s	K_s min	K_s max
Horizon	Matériau	[cm³.cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			[cm.jour⁻¹]		
LAca	M_{1p}	**0.0725**	0.0662	0.0761	**0.4414**	0.4313	0.4468	**0.0256**	0.0239	0.0285	**1.3027**	1.2936	1.3188	**38.41**	35.26	39.23
LAca	M_{2p}	**0.0773**	0.0761	0.0787	**0.4304**	0.4265	0.4334	**0.0285**	0.0253	0.0323	**1.2793**	1.2775	1.2854	**32.36**	31.70	32.83
ASca	M_{3p}	**0.0762**	0.0753	0.0795	**0.4494**	0.4411	0.4542	**0.0218**	0.0179	0.0308	**1.2855**	1.2874	1.2922	**39.38**	37.19	41.91
ASca	M_{4p}	**0.0683**	0.0645	0.0704	**0.4577**	0.4502	0.4647	**0.0305**	0.0252	0.0345	**1.3227**	1.3159	1.3358	**57.82**	53.61	60.14
Sca	M_{5p}	**0.0484**	0.0464	0.0511	**0.4292**	0.4267	0.4308	**0.0174**	0.0146	0.0209	**1.3578**	1.3427	1.3731	**46.67**	45.68	47.09
Sca	M_{6p}	**0.0513**	0.0495	0.0551	**0.4177**	0.4135	0.4232	**0.0067**	0.0052	0.0083	**1.4633**	1.4264	1.5364	**30.74**	29.80	32.22
SCca-1	M_{7p}	**0.0438**	0.0414	0.0468	**0.4018**	0.3964	0.4073	**0.0037**	0.0030	0.0057	**1.6603**	1.5289	1.7386	**27.38**	25.43	29.87
SCca-2	M_{8p}	**0.0372**	0.0360	0.0404	**0.3599**	0.3546	0.3666	**0.0053**	0.0027	0.0095	**1.5098**	1.3986	1.7276	**21.08**	16.40	24.97

DVB		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	K_s	K_s min	K_s max
Horizon	Matériau	[cm³.cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			[cm.jour⁻¹]		
LAca	M_{1p}	**0.0745**	0.0619	0.1078	**0.4408**	0.4331	0.4514	**0.0278**	0.0203	0.0428	**1.3084**	1.2945	1.3324	**28.47**	24.95	34.23
LAca	M_{2p}	**0.0850**	0.0773	0.0969	**0.4269**	0.4219	0.4324	**0.0357**	0.0305	0.0429	**1.2957**	1.2809	1.3108	**23.63**	21.98	24.37
ASca	M_{3p}	**0.1028**	0.0948	0.1088	**0.4478**	0.4436	0.4512	**0.0414**	0.0364	0.0447	**1.2902**	1.2826	1.3101	**30.80**	30.15	31.54
ASca	M_{4p}	**0.0861**	0.0816	0.0953	**0.4662**	0.4560	0.4715	**0.0378**	0.0307	0.0430	**1.3248**	1.3099	1.3605	**42.45**	35.69	46.28
Sca	M_{5p}	**0.0489**	0.0441	0.0538	**0.4341**	0.4274	0.4401	**0.0109**	0.0104	0.0119	**1.4106**	1.3896	1.4246	**35.53**	32.80	37.74
Sca	M_{6p}	**0.0458**	0.0435	0.0509	**0.4089**	0.4024	0.4181	**0.0063**	0.0049	0.0101	**1.4946**	1.4099	1.5482	**31.45**	29.17	33.23
SCca-1	M_{7p}	**0.0503**	0.0487	0.0528	**0.4131**	0.4105	0.4170	**0.0022**	0.0020	0.0023	**1.9012**	1.8539	1.9520	**22.91**	22.23	23.29
SCca-2	M_{8p}	**0.0274**	0.0237	0.0363	**0.3402**	0.3326	0.3562	**0.0081**	0.0039	0.0125	**1.4538**	1.4045	1.5873	**20.83**	14.58	24.41

TEMOIN		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	K_s	K_s min	K_s max
Horizon	Matériau	[cm³.cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			[cm.jour⁻¹]		
LAca	M_{1p}	**0.0677**	0.0651	0.0702	**0.4362**	0.4336	0.4388	**0.0257**	0.0253	0.0261	**1.3053**	1.3002	1.3102	**48.22**	47.90	48.37
LAca	M_{2p}	**0.0730**	0.0690	0.0797	**0.4404**	0.4389	0.4416	**0.0182**	0.0125	0.0259	**1.2827**	1.2616	1.3197	**32.22**	30.45	33.91
ASca	M_{3p}	**0.0738**	0.0710	0.0773	**0.4436**	0.4424	0.4446	**0.0238**	0.0201	0.0280	**1.2964**	1.2924	1.3049	**34.30**	33.87	34.64
ASca	M_{4p}	**0.0718**	0.0695	0.0748	**0.4660**	0.4615	0.4697	**0.0257**	0.0223	0.0298	**1.3209**	1.3153	1.3258	**43.60**	40.75	45.58
Sca	M_{5p}	**0.0537**	0.0516	0.0577	**0.4338**	0.4311	0.4368	**0.0192**	0.0112	0.0255	**1.3475**	1.3338	1.4003	**37.99**	36.60	38.78
Sca	M_{6p}	**0.0468**	0.0425	0.0520	**0.4052**	0.3911	0.4178	**0.0115**	0.0060	0.0209	**1.3855**	1.3440	1.4901	**29.66**	27.31	30.04
SCca-1	M_{7p}	**0.0482**	0.0409	0.0533	**0.4061**	0.3914	0.4145	**0.0034**	0.0023	0.0074	**1.6724**	1.4666	1.8389	**22.08**	19.22	25.49
SCca-2	M_{8p}	**0.0451**	0.0406	0.0532	**0.3750**	0.3661	0.3887	**0.0030**	0.0020	0.0052	**1.6634**	1.5076	1.8056	**13.39**	9.72	17.03

Annexe 3.S

Paramètres moyens obtenus pour chaque parcelle avec les deux FPT étudiées sur Rosetta.

« SSCBD »

BOUE		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.07740	0.45880	0.00550	1.6412	22.68
LAca	M_{2p}	0.07540	0.44360	0.00560	1.6370	17.25
ASca	M_{3p}	0.07480	0.45600	0.00540	1.6535	23.95
ASca	M_{4p}	0.07650	0.48690	0.00510	1.6687	41.58
Sca	M_{5p}	0.07360	0.46640	0.00510	1.6699	33.05
Sca	M_{6p}	0.06900	0.43770	0.00550	1.6505	20.32
SCca-1	M_{7p}	0.06500	0.42890	0.00580	1.6414	19.43
SCca-2	M_{8p}	0.04730	0.35560	0.00690	1.5879	16.43

DVB		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.08150	0.46310	0.00610	1.6047	18.85
LAca	M_{2p}	0.08040	0.44760	0.00620	1.5955	13.35
ASca	M_{3p}	0.08260	0.46660	0.00620	1.5952	16.50
ASca	M_{4p}	0.08330	0.49500	0.00590	1.6152	30.82
Sca	M_{5p}	0.07880	0.47180	0.00550	1.6394	25.88
Sca	M_{6p}	0.06920	0.43780	0.00550	1.6502	20.11
SCca-1	M_{7p}	0.06410	0.42710	0.00580	1.6437	20.45
SCca-2	M_{8p}	0.03690	0.33420	0.01280	1.4646	17.38

TEMOIN		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.07170	0.45210	0.00510	1.6737	29.73
LAca	M_{2p}	0.07060	0.43790	0.00530	1.6604	21.82
ASca	M_{3p}	0.07930	0.46340	0.00580	1.6241	19.19
ASca	M_{4p}	0.08310	0.49490	0.00580	1.6180	31.12
Sca	M_{5p}	0.07740	0.46720	0.00540	1.6495	27.60
Sca	M_{6p}	0.07220	0.43830	0.00560	1.6427	17.33
SCca-1	M_{7p}	0.06990	0.42700	0.00570	1.6376	15.19
SCca-2	M_{8p}	0.05210	0.36050	0.00660	1.5935	12.52

« SSCBD+WC »

BOUE		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.07250	0.44140	0.02560	1.3027	38.41
LAca	M_{2p}	0.07730	0.43040	0.02850	1.2793	32.36
ASca	M_{3p}	0.07620	0.44940	0.02180	1.2855	39.38
ASca	M_{4p}	0.06830	0.45770	0.03050	1.3227	57.82
Sca	M_{5p}	0.04840	0.42920	0.01740	1.3578	46.67
Sca	M_{6p}	0.05130	0.41770	0.00670	1.4633	30.74
SCca-1	M_{7p}	0.04380	0.40180	0.00370	1.6603	27.38
SCca-2	M_{8p}	0.03720	0.35990	0.00530	1.5098	21.08

DVB		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.07450	0.44080	0.02780	1.3084	28.47
LAca	M_{2p}	0.08500	0.42690	0.03570	1.2957	23.63
ASca	M_{3p}	0.10280	0.44780	0.04140	1.2902	30.80
ASca	M_{4p}	0.08610	0.46620	0.03780	1.3248	42.45
Sca	M_{5p}	0.04890	0.43410	0.01090	1.4106	35.53
Sca	M_{6p}	0.04580	0.40890	0.00630	1.4946	31.45
SCca-1	M_{7p}	0.05030	0.41310	0.00220	1.9012	22.91
SCca-2	M_{8p}	0.02740	0.34020	0.00810	1.4538	20.83

TEMOIN		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1p}	0.06770	0.43620	0.02570	1.3053	48.22
LAca	M_{2p}	0.07300	0.44040	0.01820	1.2827	32.22
ASca	M_{3p}	0.07380	0.44360	0.02380	1.2964	34.30
ASca	M_{4p}	0.07180	0.46600	0.02570	1.3209	43.60
Sca	M_{5p}	0.05370	0.43380	0.01920	1.3475	37.99
Sca	M_{6p}	0.04680	0.40520	0.01150	1.3855	29.66
SCca-1	M_{7p}	0.04820	0.40610	0.00340	1.6724	22.08
SCca-2	M_{8p}	0.04510	0.37500	0.00300	1.6634	13.39

Annexe 3.T

Paramètres moyens et bornes obtenus pour chaque parcelle lors du calage sur RetC des résultats d'analyse des données de rétention en eau : comparaison des deux FPT étudiées sur Rosetta.

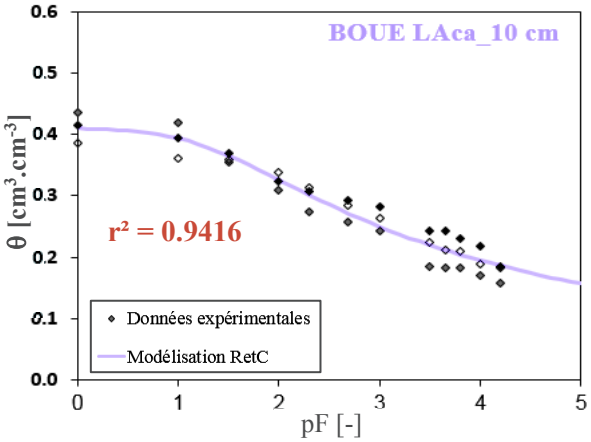
BOUE		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	r^2
Horizon [Matériau]	FPT	[cm³ .cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			
LAca [M_{1p}]	SSCBD	0.0774	/	/	0.4110	0.3895	0.4325	0.0524	0.0065	0.0984	1.1666	1.1391	1.1940	0.9414
LAca [M_{1p}]	SSCBD+WC	0.0725	0.0662	0.0761	0.4113	0.3897	0.4328	0.0538	0.0063	0.1012	1.1621	1.1356	1.1885	0.9416
LAca [M_{2p}]	SSCBD	0.0754	/	/	0.4386	0.4230	0.4543	0.1987	0.0847	0.3127	1.1374	1.1265	1.1483	0.9811
LAca [M_{2p}]	SSCBD+WC	0.0773	0.0761	0.0787	0.4385	0.4229	0.4542	0.1965	0.0839	0.3091	1.1388	1.1277	1.1498	0.9810
ASca [M_{3p}]	SSCBD	0.0748	/	/	0.4197	0.4071	0.4323	0.0285	0.0124	0.0446	1.1604	1.1417	1.1791	0.9727
ASca [M_{3p}]	SSCBD+WC	0.0762	0.0753	0.0795	0.4197	0.4070	0.4323	0.0283	0.0123	0.0443	1.1615	1.1426	1.1804	0.9726
ASca [M_{4p}]	SSCBD	0.0765	/	/	0.4479	0.4310	0.4647	0.0723	0.0342	0.1104	1.1913	1.1722	1.2104	0.9772
ASca [M_{4p}]	SSCBD+WC	0.0683	0.0645	0.0704	0.4483	0.4314	0.4652	0.0758	0.0353	0.1162	1.1827	1.1647	1.2006	0.9773
Sca [M_{5p}]	SSCBD	0.0736	/	/	0.4109	0.3976	0.4243	0.0369	0.0210	0.0528	1.2384	1.2143	1.2624	0.9815
Sca [M_{5p}]	SSCBD+WC	0.0484	0.0464	0.0511	0.4125	0.3995	0.4254	0.0426	0.0244	0.0608	1.2039	1.1854	1.2223	0.9835
Sca [M_{6p}]	SSCBD	0.0690	/	/	0.3944	0.3843	0.4045	0.0069	0.0044	0.0093	1.3127	1.2755	1.3500	0.9817
Sca [M_{6p}]	SSCBD+WC	0.0513	0.0495	0.0551	0.3952	0.3853	0.4051	0.0074	0.0047	0.0100	1.2793	1.2478	1.3107	0.9826
SCca-1 [M_{7p}]	SSCBD	0.0650	/	/	0.3923	0.3834	0.4013	0.0043	0.0033	0.0053	1.5464	1.4840	1.6088	0.9886
SCca-1 [M_{7p}]	SSCBD+WC	0.0438	0.0414	0.0468	0.3943	0.3851	0.4034	0.0048	0.0036	0.0060	1.4516	1.4042	1.4989	0.9887
SCca-2 [M_{8p}]	SSCBD	0.0473	/	/	0.3103	0.3000	0.3206	0.0023	0.0014	0.0032	1.5120	1.4151	1.6088	0.9680
SCca-2 [M_{8p}]	SSCBD+WC	0.0372	0.0360	0.0404	0.3109	0.3004	0.3214	0.0025	0.0014	0.0035	1.4629	1.3763	1.5495	0.9671

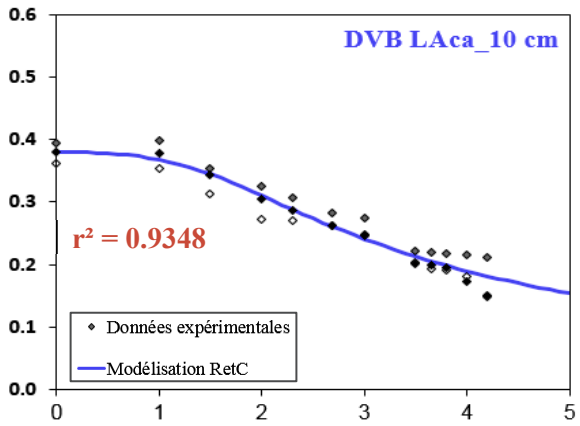
DVB		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	r^2
Horizon [Matériau]	FPT	[cm³ .cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			
LAca [M_{1p}]	SSCBD	0.0815	/	/	0.3819	0.3620	0.4017	0.0450	0.0035	0.0865	1.1665	1.1369	1.1961	0.9344
LAca [M_{1p}]	SSCBD+WC	0.0745	0.0619	0.1078	0.3821	0.3621	0.4020	0.0465	0.0033	0.0898	1.1597	1.1316	1.1877	0.9348
LAca [M_{2p}]	SSCBD	0.0804	/	/	0.3736	0.3604	0.3868	0.0517	0.0186	0.0848	1.1583	1.1396	1.1771	0.9684
LAca [M_{2p}]	SSCBD+WC	0.0850	0.0773	0.0969	0.3735	0.3603	0.3867	0.0504	0.0183	0.0825	1.1630	1.1435	1.1825	0.9682
ASca [M_{3p}]	SSCBD	0.0826	/	/	0.3896	0.3782	0.4009	0.0489	0.0213	0.0765	1.1460	1.1310	1.1610	0.9759
ASca [M_{3p}]	SSCBD+WC	0.1028	0.0948	0.1088	0.3889	0.3777	0.4001	0.0441	0.0198	0.0683	1.1652	1.1476	1.1827	0.9754
ASca [M_{4p}]	SSCBD	0.0833	/	/	0.4181	0.3993	0.4370	0.0743	0.0243	0.1244	1.1841	1.1612	1.2071	0.9642
ASca [M_{4p}]	SSCBD+WC	0.0861	0.0816	0.0953	0.4180	0.3992	0.4368	0.0730	0.0241	0.1219	1.1874	1.1639	1.2109	0.9642
Sca [M_{5p}]	SSCBD	0.0788	/	/	0.3849	0.3742	0.3957	0.0111	0.0069	0.0152	1.3130	1.2760	1.3500	0.9809
Sca [M_{5p}]	SSCBD+WC	0.0489	0.0441	0.0538	0.3867	0.3762	0.3971	0.0130	0.0081	0.0178	1.2540	1.2274	1.2805	0.9830
Sca [M_{6p}]	SSCBD	0.0692	/	/	0.3776	0.3672	0.3881	0.0061	0.0040	0.0083	1.3758	1.3272	1.4245	0.9806
Sca [M_{6p}]	SSCBD+WC	0.0458	0.0435	0.0509	0.3792	0.3689	0.3895	0.0069	0.0045	0.0094	1.3154	1.2782	1.3527	0.9819
SCca-1 [M_{7p}]	SSCBD	0.0641	/	/	0.3860	0.3773	0.3947	0.0026	0.0020	0.0031	1.6213	1.5422	1.7004	0.9872
SCca-1 [M_{7p}]	SSCBD+WC	0.0503	0.0487	0.0528	0.3870	0.3782	0.3959	0.0027	0.0021	0.0034	1.5470	1.4806	1.6134	0.9871
SCca-2 [M_{8p}]	SSCBD	0.0369	/	/	0.2927	0.2718	0.3135	0.0048	0.0008	0.0089	1.3994	1.2670	1.5319	0.8902
SCca-2 [M_{8p}]	SSCBD+WC	0.0274	0.0237	0.0363	0.2932	0.2721	0.3143	0.0051	0.0007	0.0095	1.3647	1.2471	1.4823	0.8903

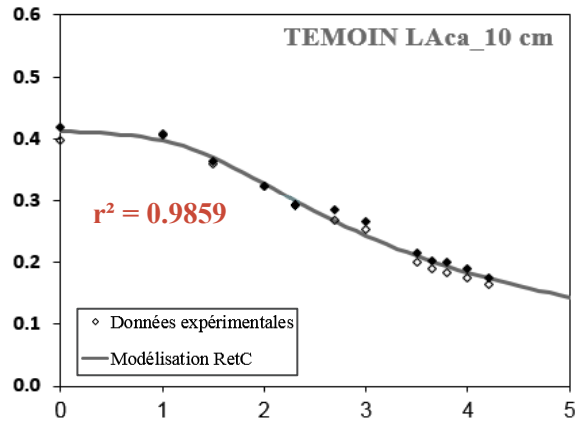
TEMOIN		θ_r	θ_r min	θ_r max	θ_s	θ_s min	θ_s max	α	α min	α max	n	n min	n max	r^2
Horizon [Matériau]	FPT	[cm³ .cm⁻³]						[cm⁻¹]			[-]			
LAca [M_{1p}]	SSCBD	0.0717	/	/	0.4128	0.3992	0.4264	0.0413	0.0199	0.0627	1.1849	1.1654	1.2044	0.9858
LAca [M_{1p}]	SSCBD+WC	0.0677	0.0651	0.0702	0.4129	0.3994	0.4265	0.0421	0.0202	0.0639	1.1808	1.1619	1.1996	0.9859
LAca [M_{2p}]	SSCBD	0.0706	/	/	0.3695	0.3594	0.3795	0.0040	0.0014	0.0066	1.1989	1.1591	1.2387	0.9707
LAca [M_{2p}]	SSCBD+WC	0.0730	0.0690	0.0797	0.3694	0.3594	0.3794	0.0040	0.0014	0.0065	1.2016	1.1611	1.2420	0.9706
ASca [M_{3p}]	SSCBD	0.0793	/	/	0.4346	0.4222	0.4470	0.0531	0.0294	0.0769	1.1792	1.1638	1.1947	0.9899
ASca [M_{3p}]	SSCBD+WC	0.0738	0.0710	0.0773	0.4349	0.4225	0.4472	0.0546	0.0302	0.0790	1.1739	1.1591	1.1887	0.9901
ASca [M_{4p}]	SSCBD	0.0831	/	/	0.4256	0.4111	0.4400	0.0511	0.0238	0.0783	1.1837	1.1645	1.2029	0.9764
ASca [M_{4p}]	SSCBD+WC	0.0718	0.0695	0.0748	0.4260	0.4116	0.4405	0.0540	0.0250	0.0831	1.1724	1.1548	1.1899	0.9805
Sca [M_{5p}]	SSCBD	0.0774	/	/	0.4174	0.4027	0.4320	0.0393	0.0210	0.0577	1.2387	1.2129	1.2644	0.9787
Sca [M_{5p}]	SSCBD+WC	0.0537	0.0516	0.0577	0.4190	0.4046	0.4334	0.0454	0.0243	0.0666	1.2056	1.1855	1.2258	0.9760
Sca [M_{6p}]	SSCBD	0.0722	/	/	0.3683	0.3491	0.3875	0.0107	0.0031	0.0184	1.3009	1.2341	1.3676	0.9349
Sca [M_{6p}]	SSCBD+WC	0.0468	0.0425	0.0520	0.3698	0.3505	0.3891	0.0123	0.0032	0.0214	1.2512	1.1992	1.3031	0.9372
SCca-1 [M_{7p}]	SSCBD	0.0699	/	/	0.3977	0.3829	0.4125	0.0044	0.0027	0.0061	1.5336	1.4338	1.6334	0.9695
SCca-1 [M_{7p}]	SSCBD+WC	0.0482	0.0409	0.0533	0.3999	0.3848	0.4150	0.0050	0.0030	0.0071	1.4392	1.3643	1.5142	0.9699
SCca-2 [M_{8p}]	SSCBD	0.0521	/	/	0.3601	0.3481	0.3721	0.0031	0.0020	0.0043	1.5022	1.4145	1.5899	0.9716
SCca-2 [M_{8p}]	SSCBD+WC	0.0451	0.0406	0.0532	0.3606	0.3483	0.3728	0.0032	0.0020	0.0045	1.4706	1.3891	1.5520	0.9709

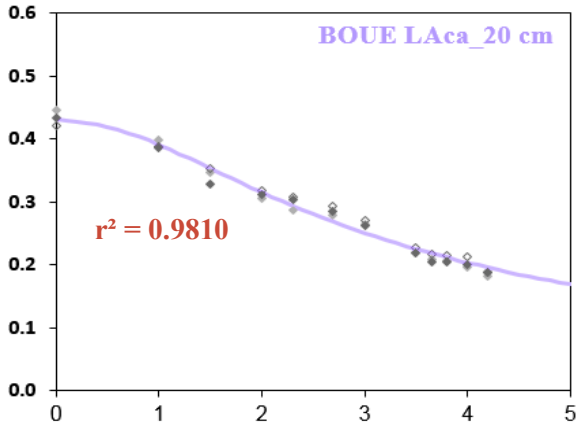
Annexe 3.U

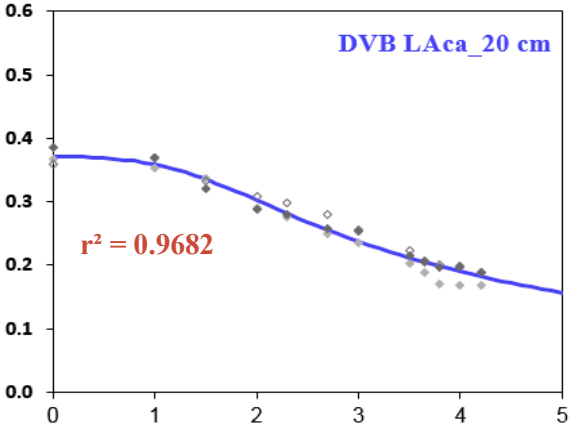
Courbes de rétention en eau modélisées avec les paramètres calés à l'aide de RetC et de la FPT Rosetta « SSCBD+WC » après optimisation inverse des données θ(h) obtenues au laboratoire.

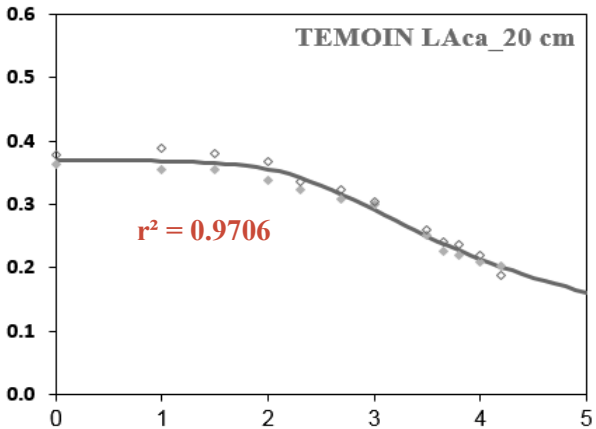


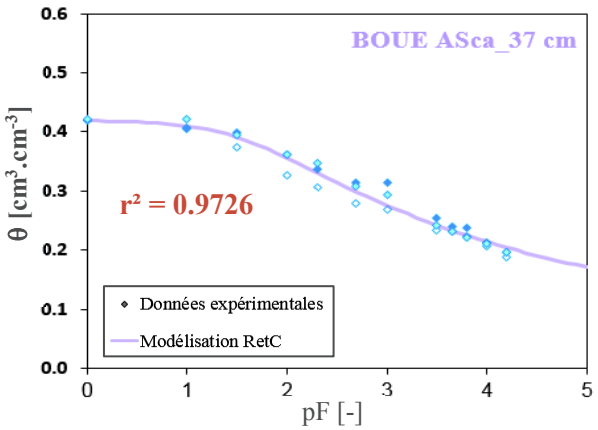


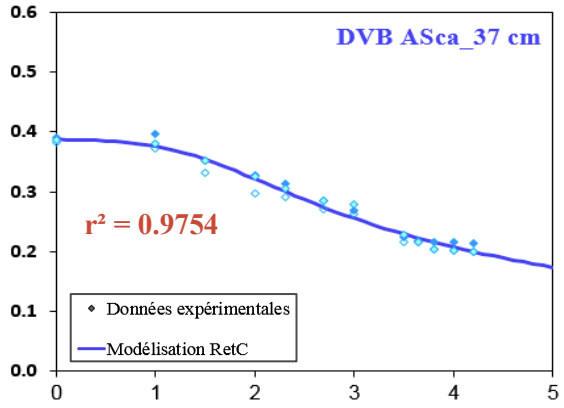


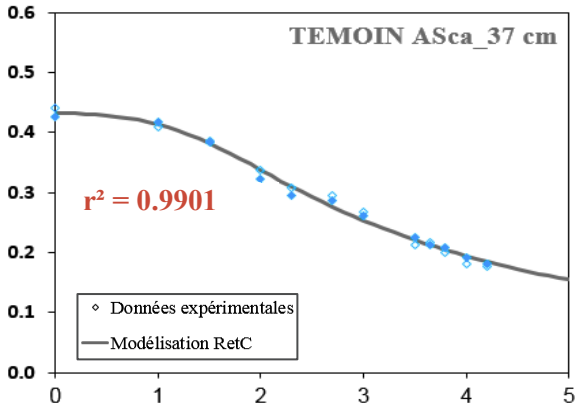


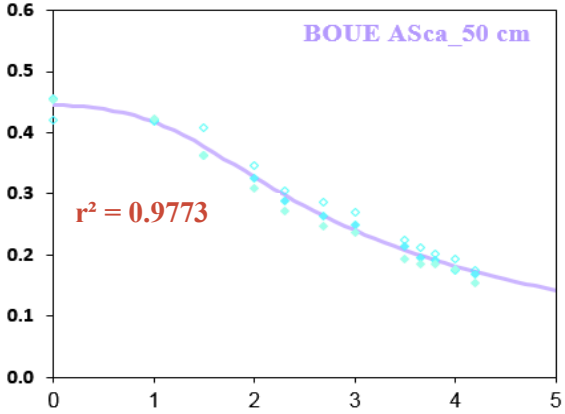


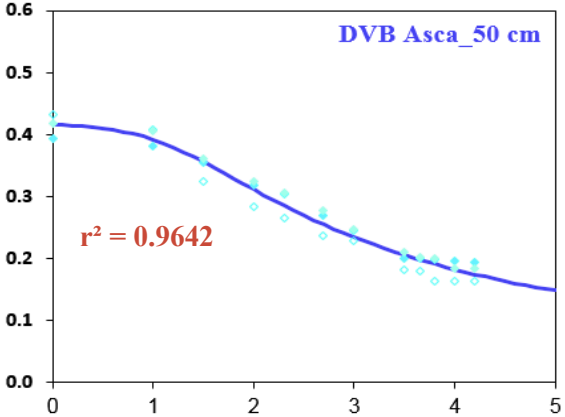


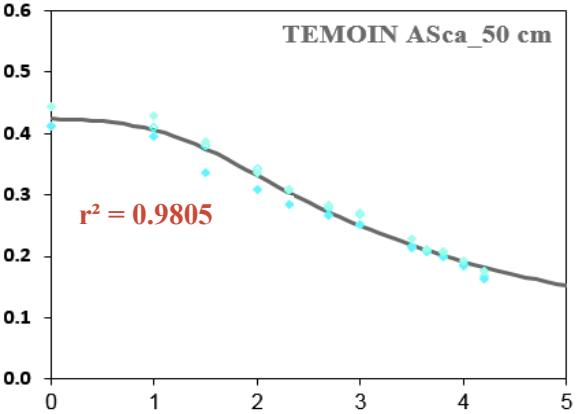

BOUE ASca_37 cm
r² = 0.9726
Données expérimentales
Modélisation RetC
θ [cm³.cm⁻³]
pF [-]

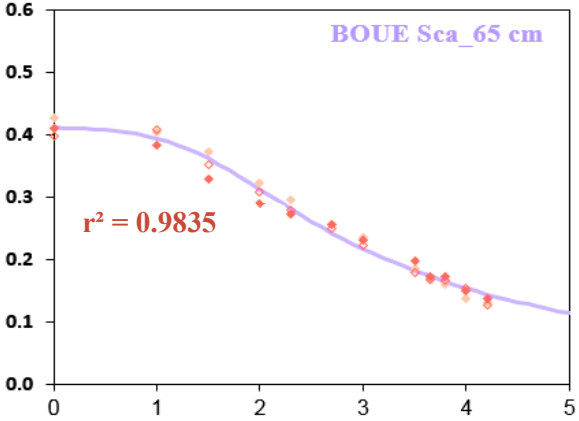

DVB ASca_37 cm
r² = 0.9754
Données expérimentales
Modélisation RetC

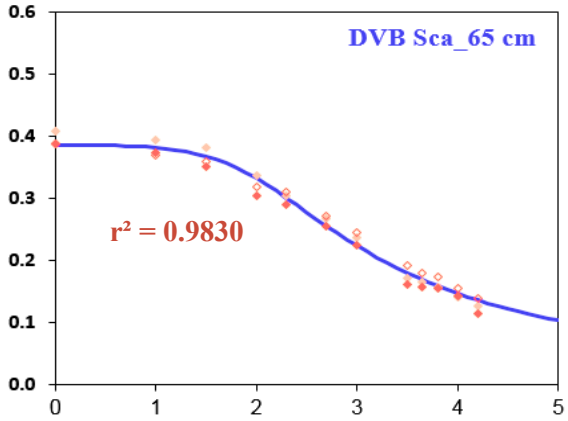

TEMOIN ASca_37 cm
r² = 0.9901
Données expérimentales
Modélisation RetC

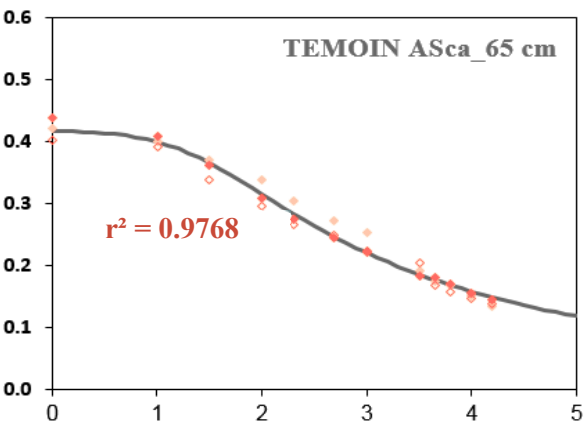

BOUE ASca_50 cm
r² = 0.9773

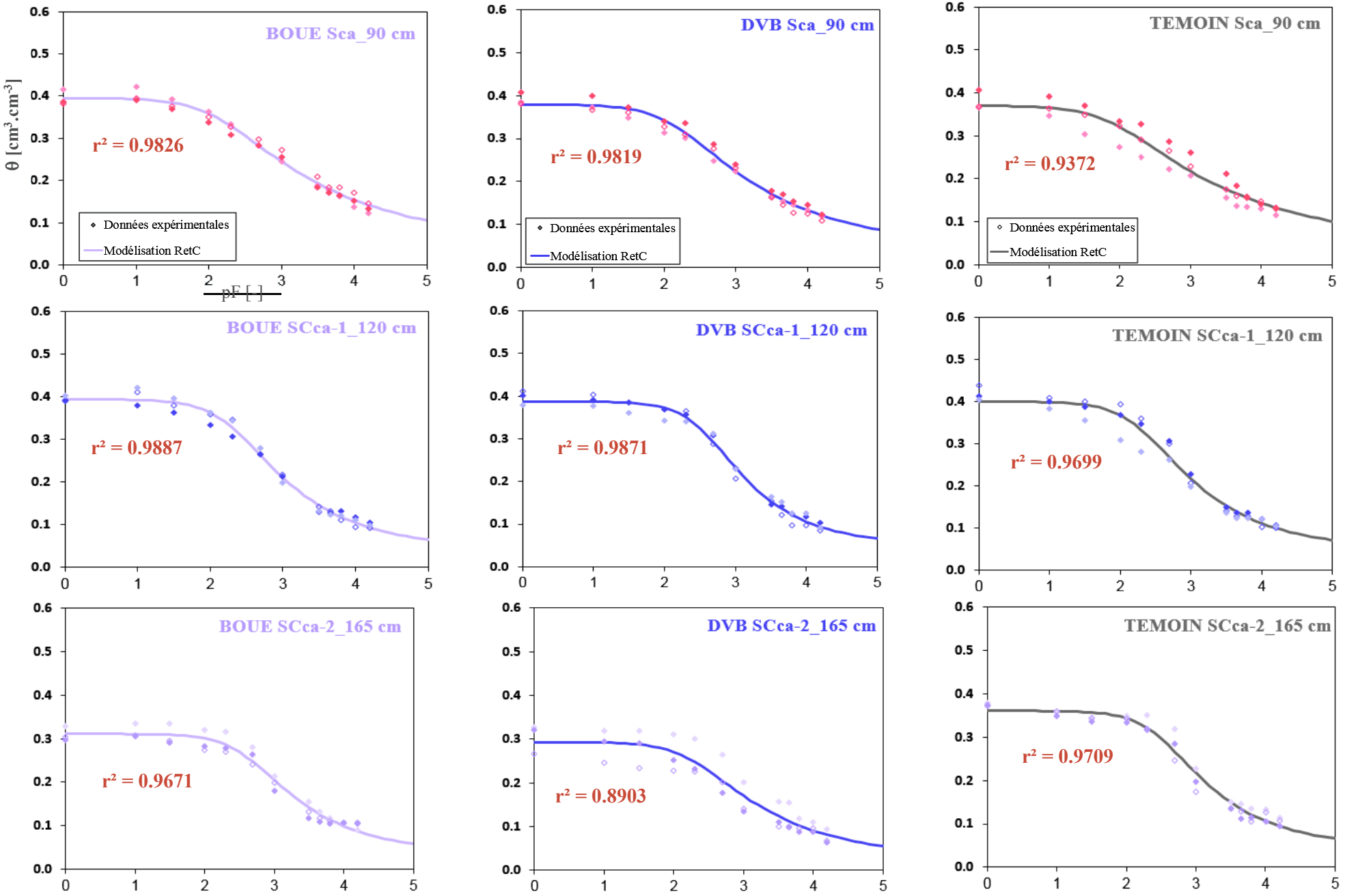

DVB Asca_50 cm
r² = 0.9642


TEMOIN ASca_50 cm
r² = 0.9805


BOUE Sca_65 cm
r² = 0.9835

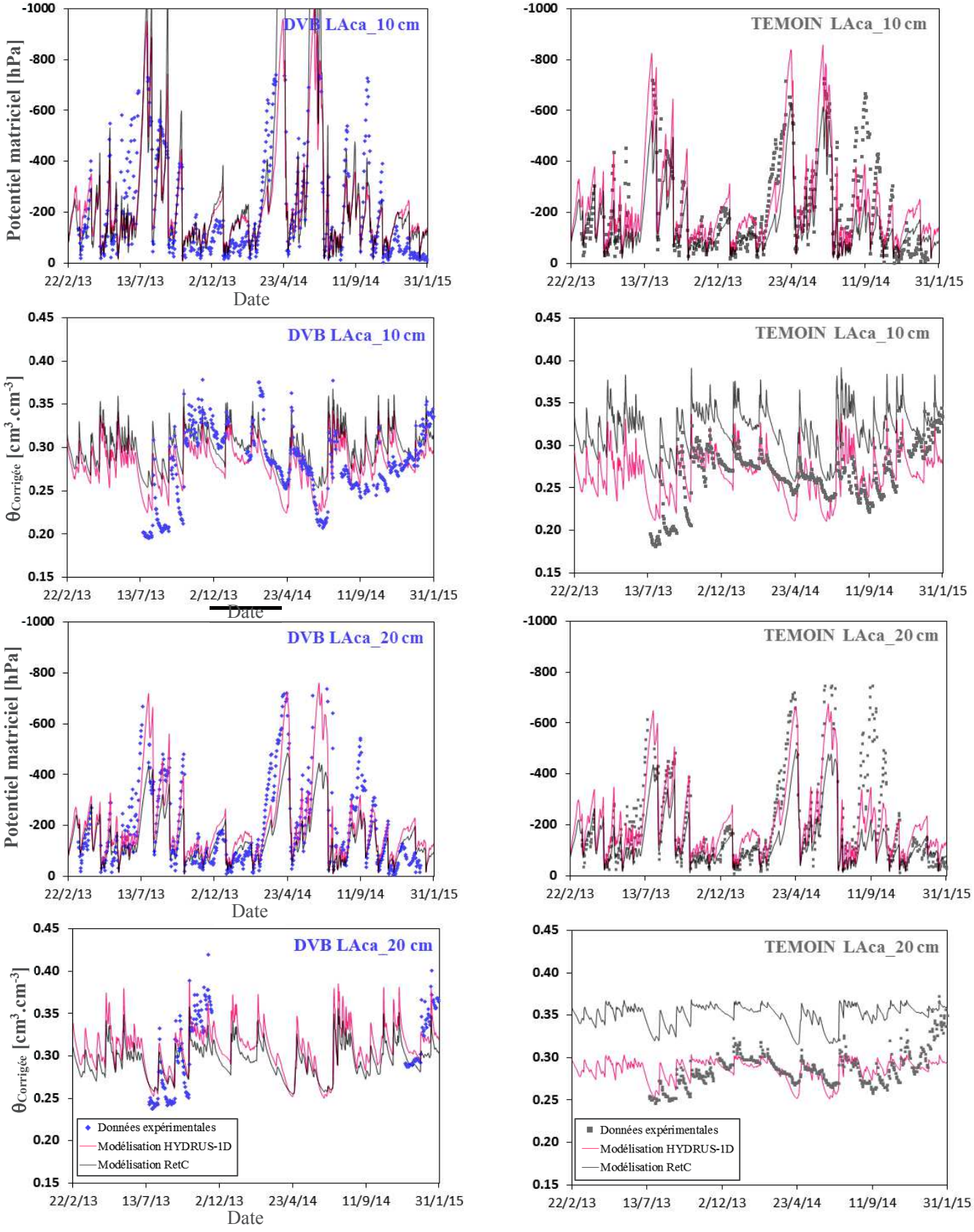

DVB Sca_65 cm
r² = 0.9830

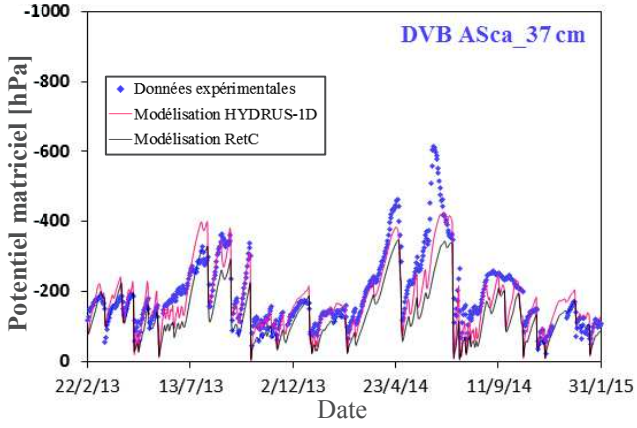

TEMOIN ASca_65 cm
r² = 0.9768

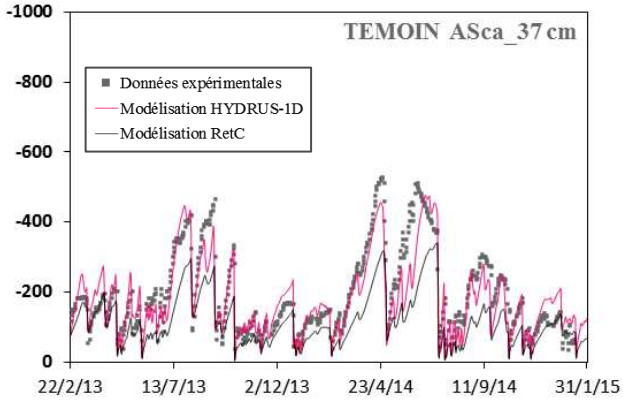

θ [cm³.cm⁻³]
pF [ ]
BOUE Sca_90 cm
r² = 0.9826
Données expérimentales
Modélisation RetC
DVB Sca_90 cm
r² = 0.9819
Données expérimentales
Modélisation RetC
TEMOIN Sca_90 cm
r² = 0.9372
Données expérimentales
Modélisation RetC
BOUE SCca-1_120 cm
r² = 0.9887
DVB SCca-1_120 cm
r² = 0.9871
TEMOIN SCca-1_120 cm
r² = 0.9699
BOUE SCca-2_165 cm
r² = 0.9671
DVB SCca-2_165 cm
r² = 0.8903
TEMOIN SCca-2_165 cm
r² = 0.9709

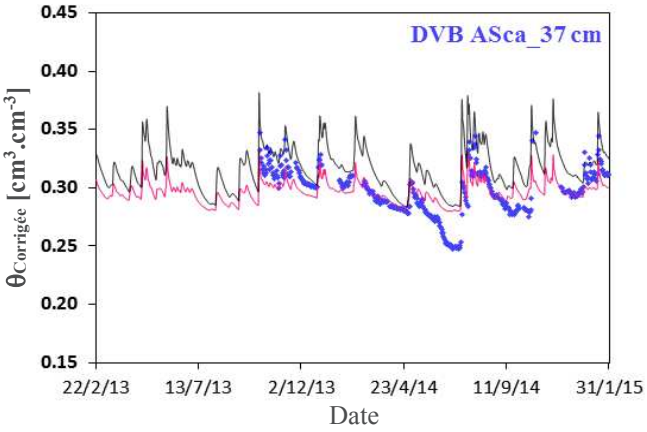
Annexe 3.V

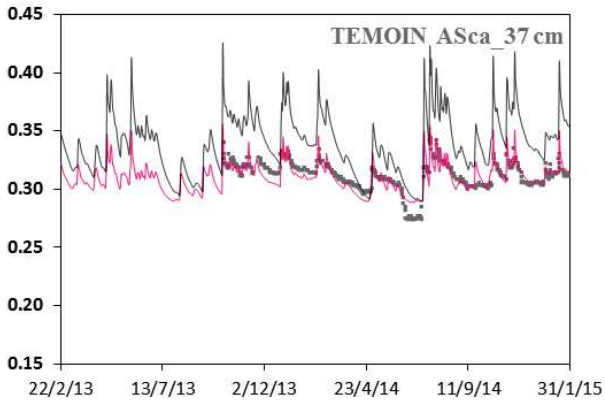
Comparaisons des données instrumentales expérimentales et simulées avec les paramètres calés par méthode inverse à l'aide d'HYDRUS-1D et via RetC.

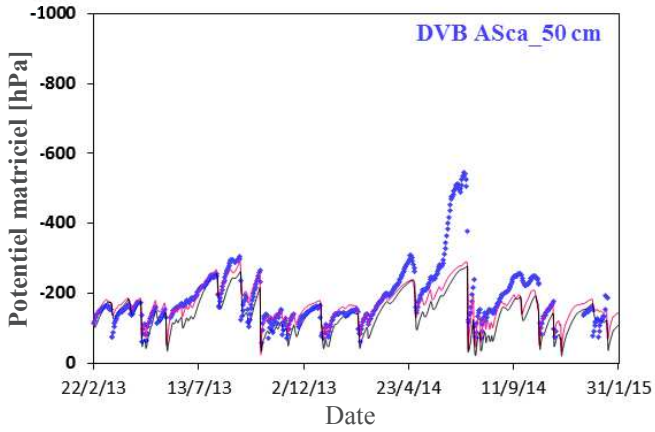


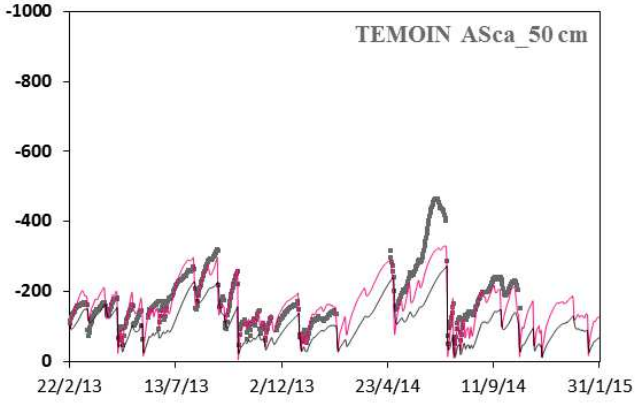

DVB ASca_37 cm
Données expérimentales
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

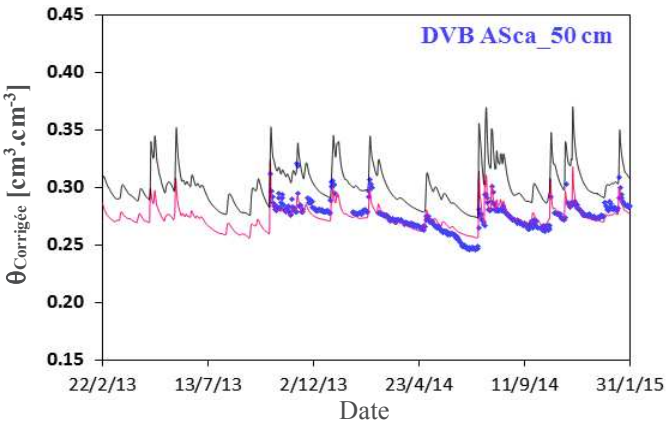

TEMOIN ASca_37 cm
Données expérimentales
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

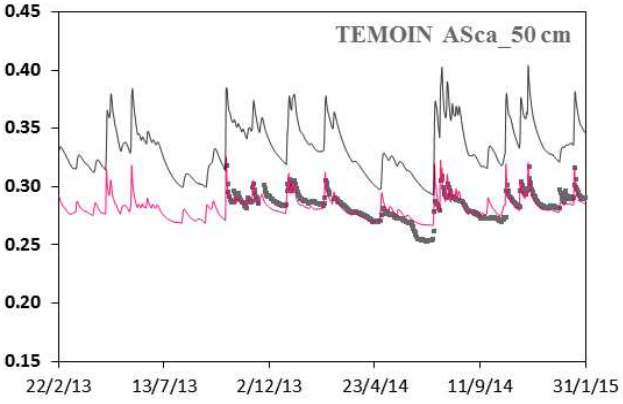

DVB ASca_37 cm
θCorrigée [cm3.cm-3]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

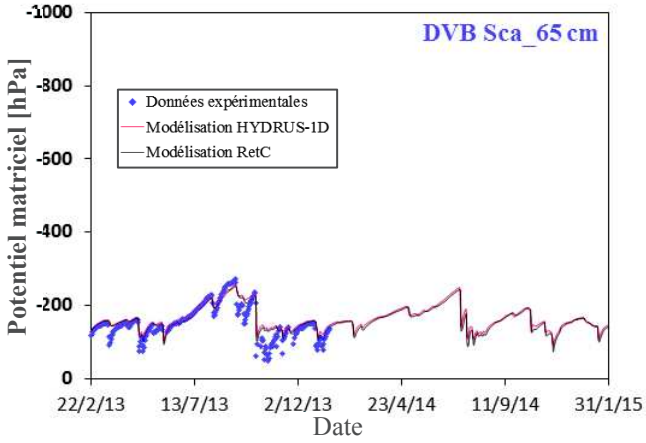

TEMOIN ASca_37 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

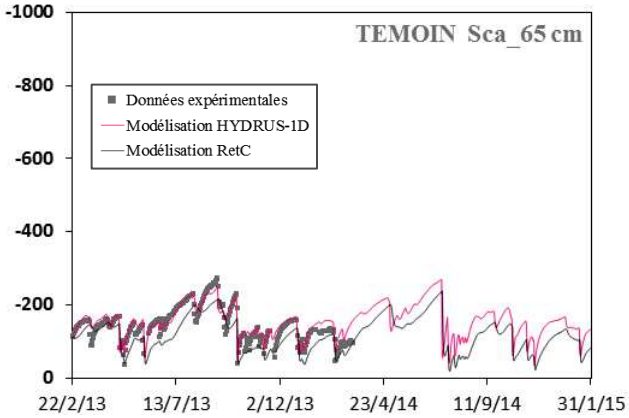

DVB ASca_50 cm
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

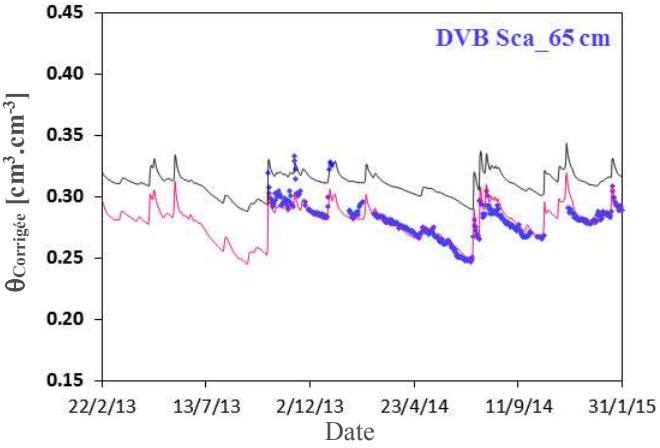

TEMOIN ASca_50 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

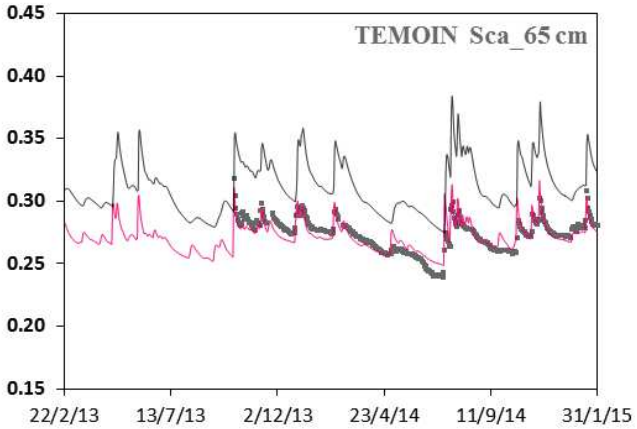

DVB ASca_50 cm
θCorrigée [cm3.cm-3]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

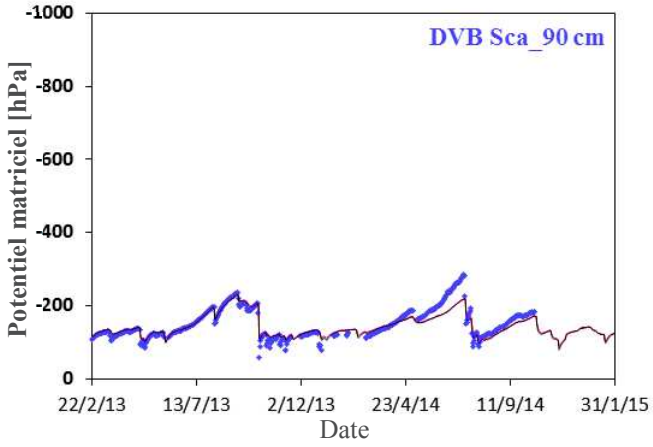

TEMOIN ASca_50 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

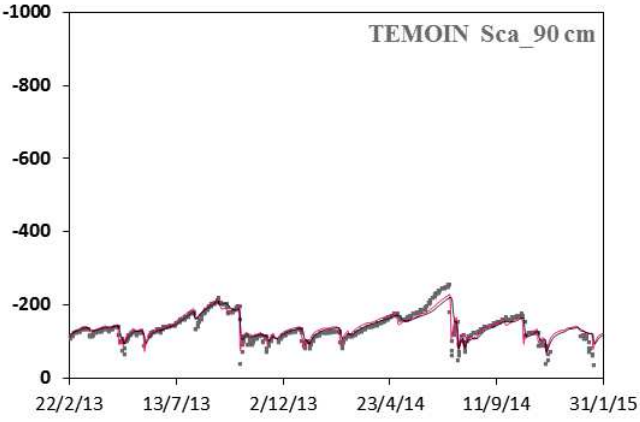

DVB Sca_65 cm
Données expérimentales
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-500
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

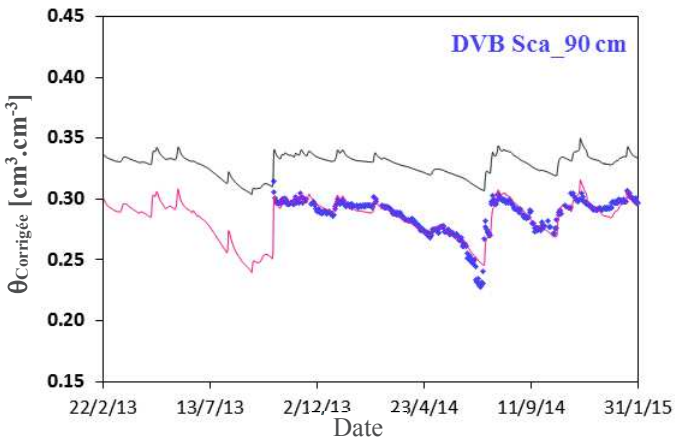

TEMOIN Sca_65 cm
Données expérimentales
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

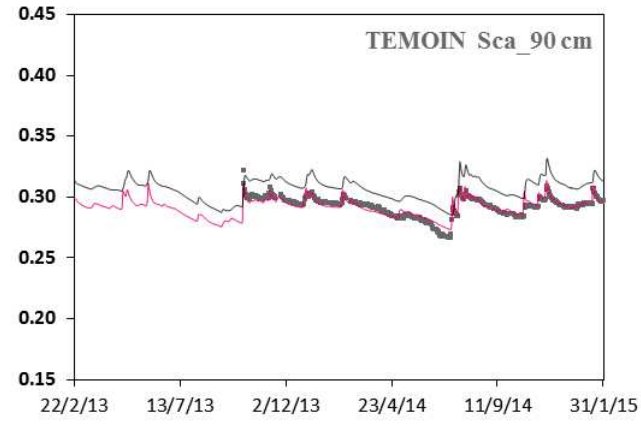

DVB Sca_65 cm
θCorrigée [cm³.cm⁻³]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

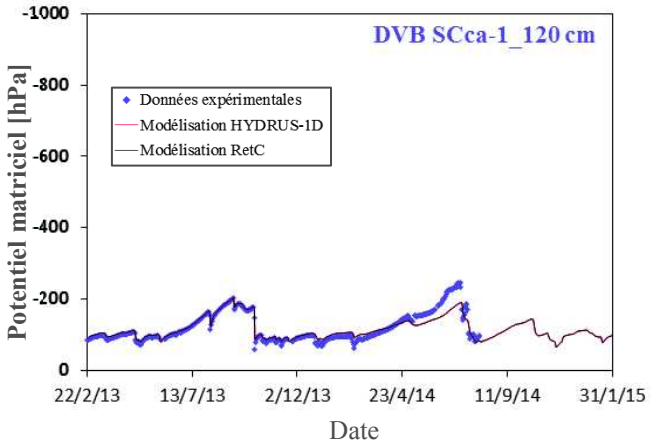

TEMOIN Sca_65 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

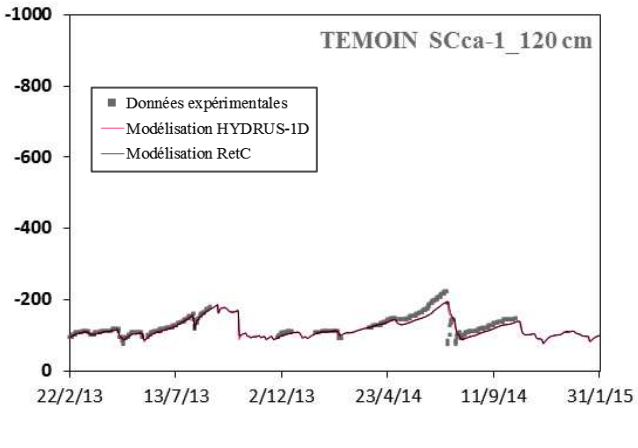

DVB Sca_90 cm
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

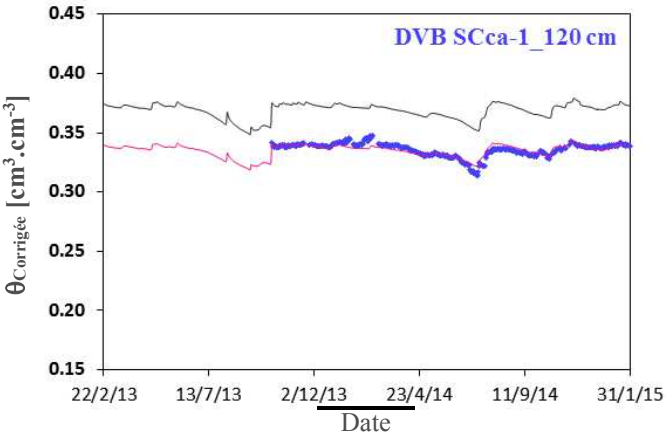

TEMOIN Sca_90 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

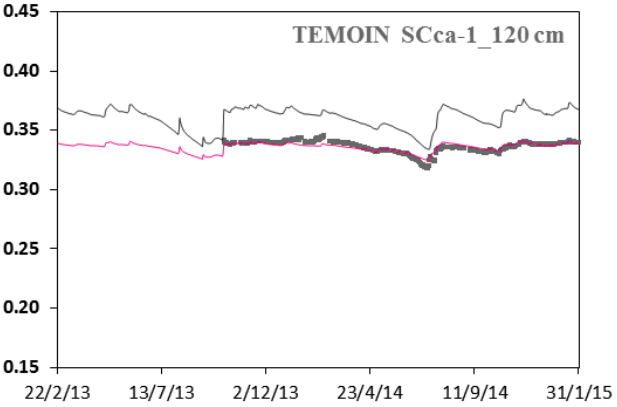

DVB Sca_90 cm
θCorrigée [cm³.cm⁻³]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

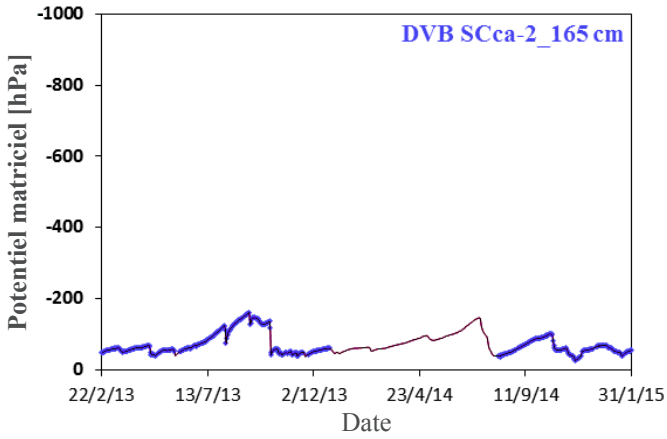

TEMOIN Sca_90 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

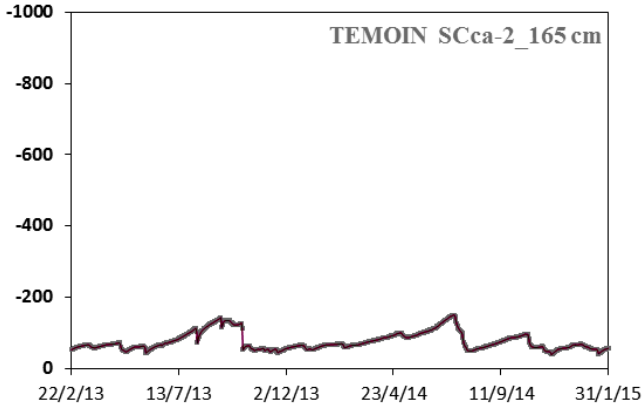

DVB SCca-1_120 cm
Données expérimentales
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

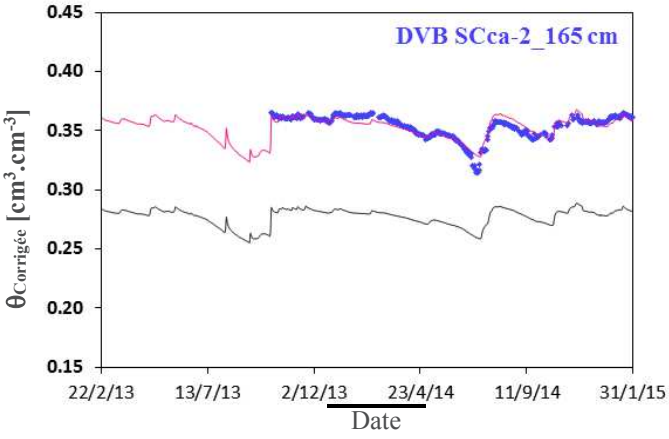

TEMOIN SCca-1_120 cm
Données expérimentales
Modélisation HYDRUS-1D
Modélisation RetC
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

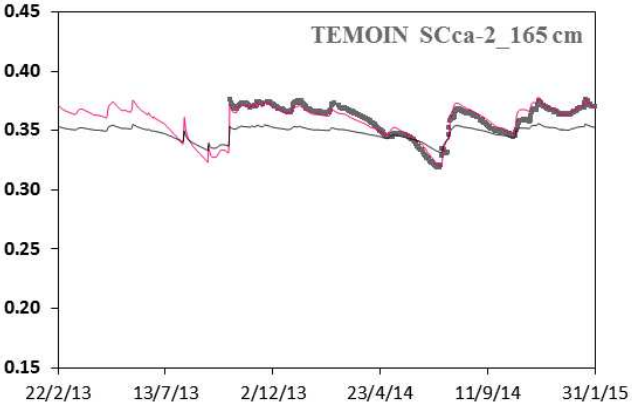

DVB SCca-1_120 cm
θCorrigée [cm³.cm⁻³]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date


TEMOIN SCca-1_120 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


DVB SCca-2_165 cm
Potentiel matriciel [hPa]
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

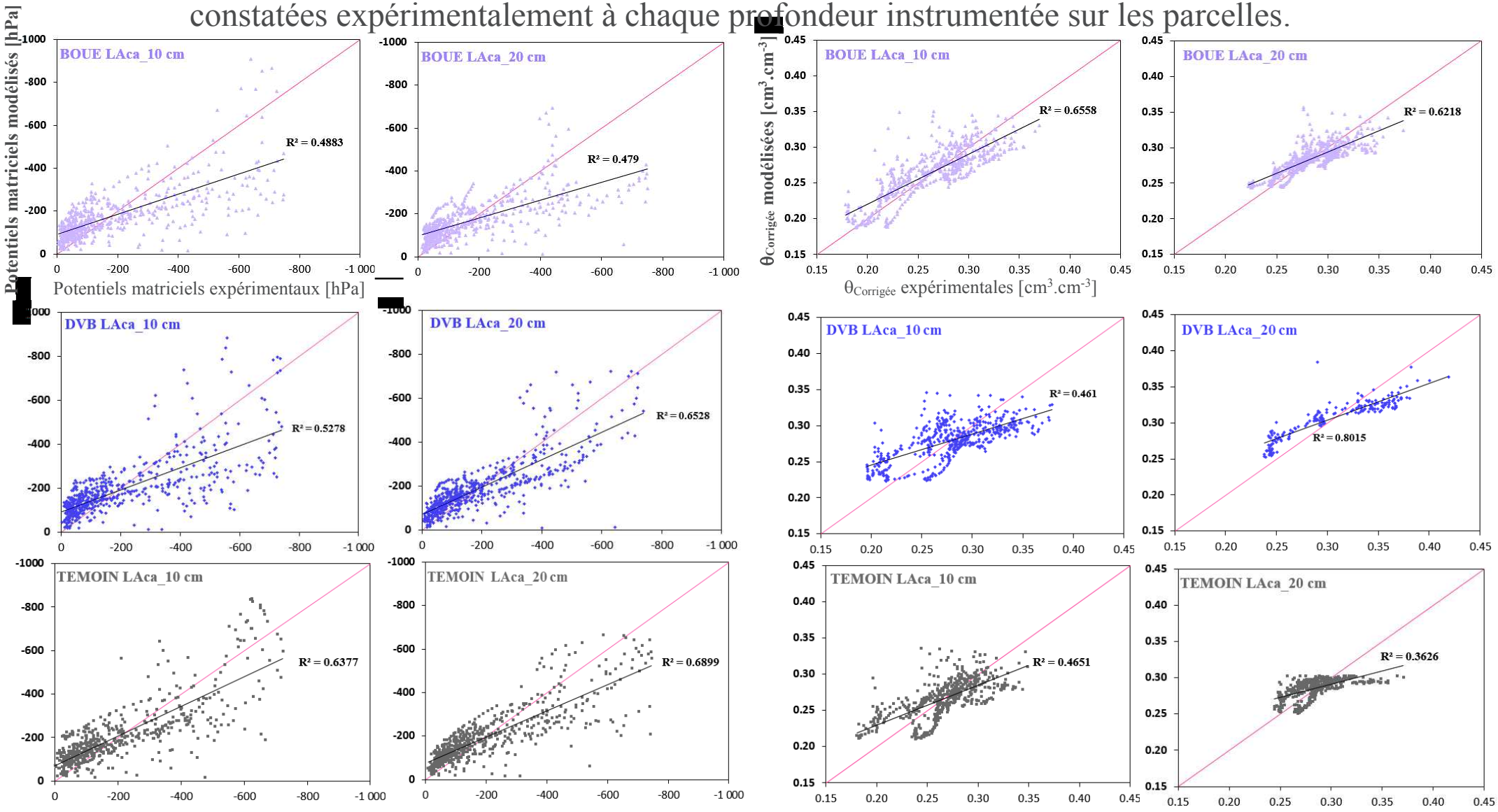

TEMOIN SCca-2_165 cm
-1000
-800
-600
-400
-200
0
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

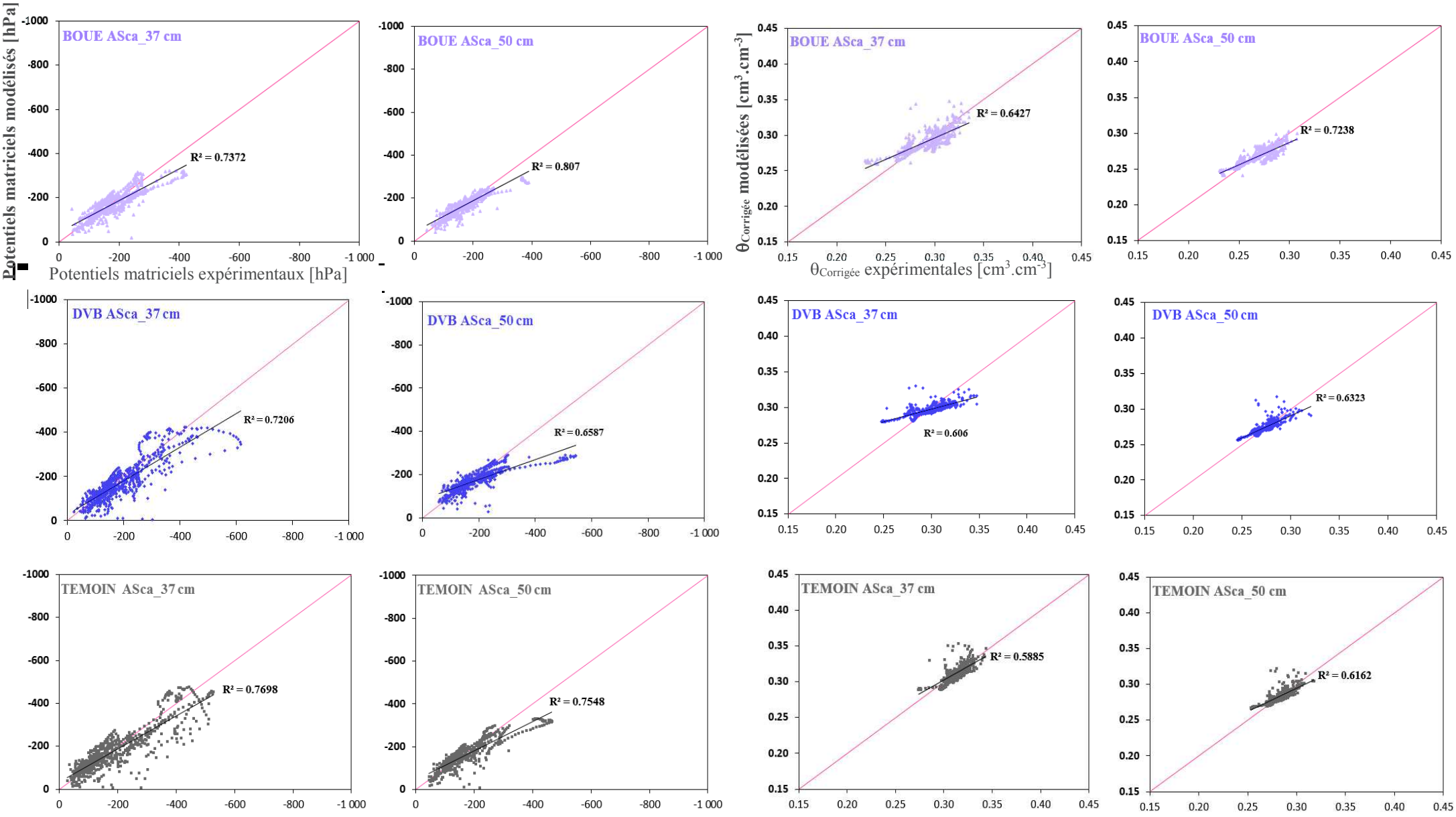

DVB SCca-2_165 cm
θCorrigée [cm³.cm⁻³]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date

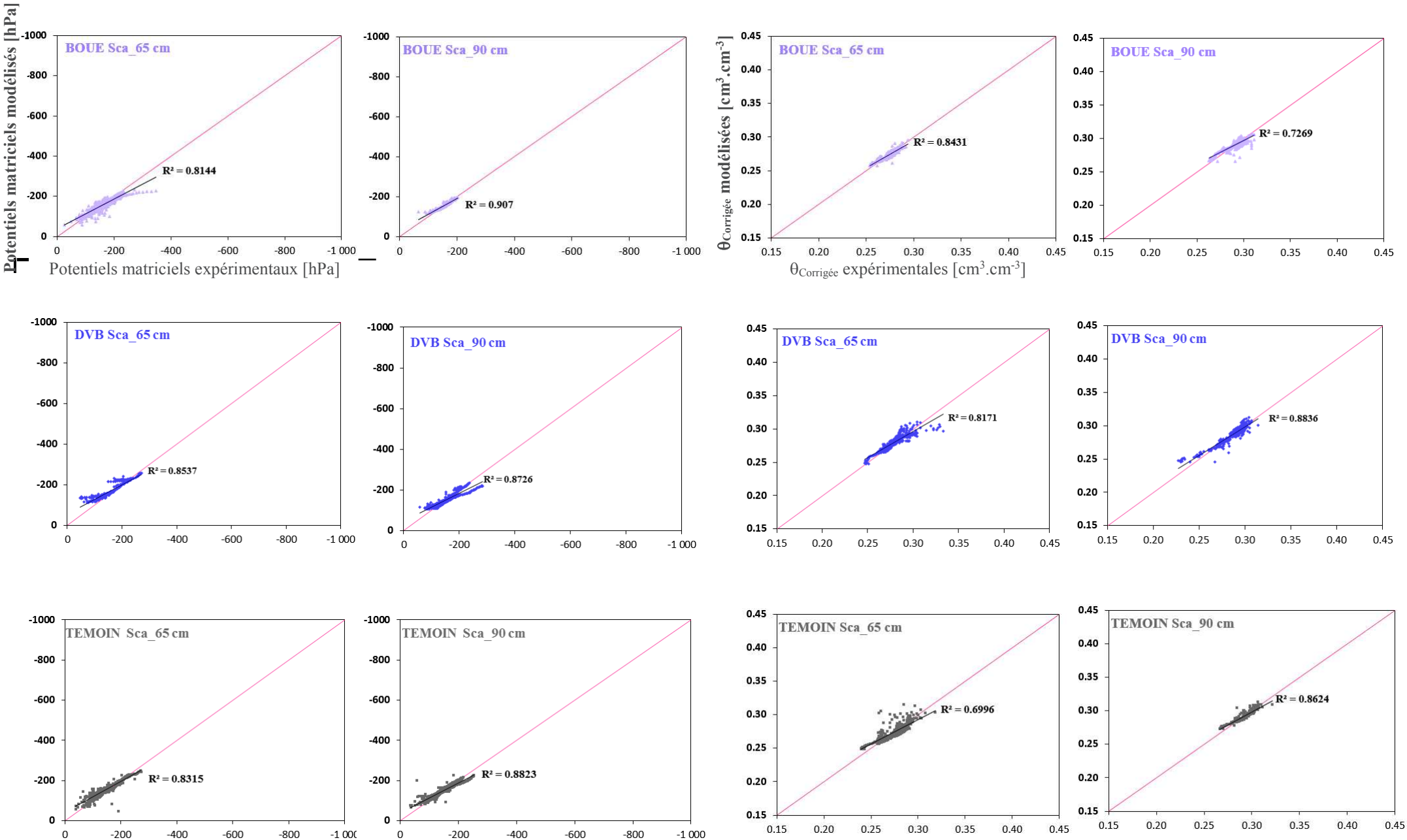

TEMOIN SCca-2_165 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

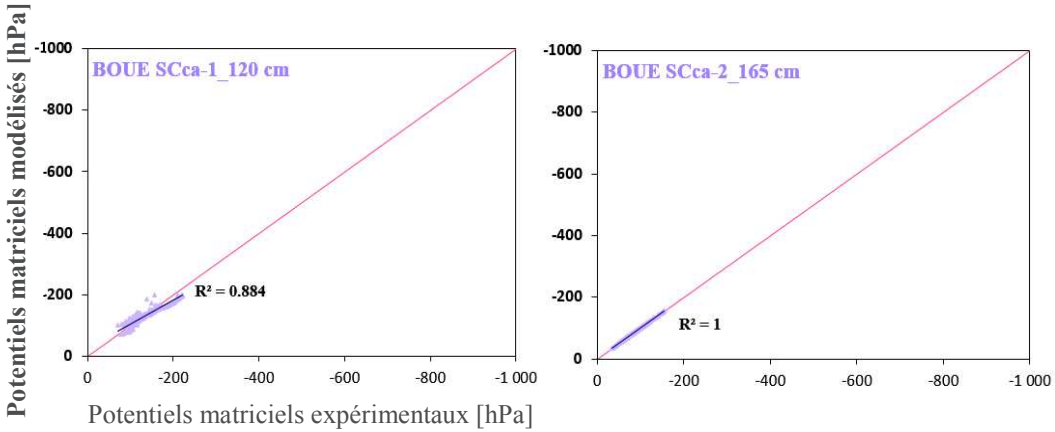
Annexe 3.W

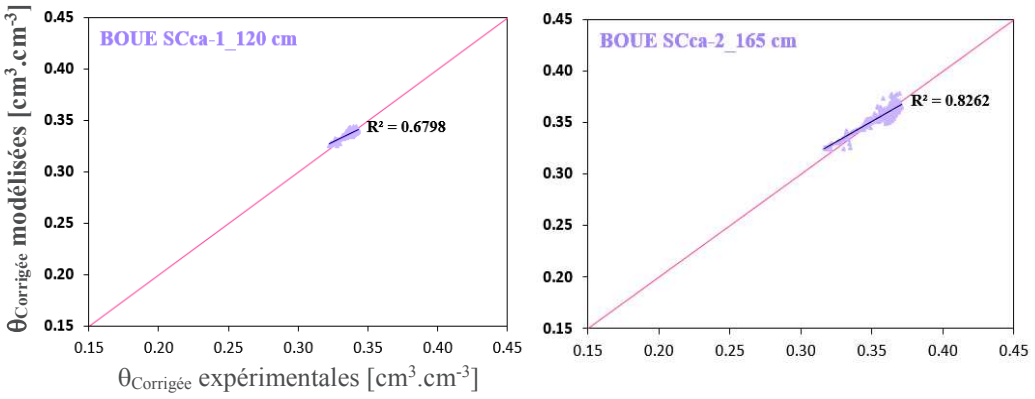
Courbes de potentiels matriciels et de teneurs en eau corrigées simulées en fonction de celles constatées expérimentalement à chaque profondeur instrumentée sur les parcelles.

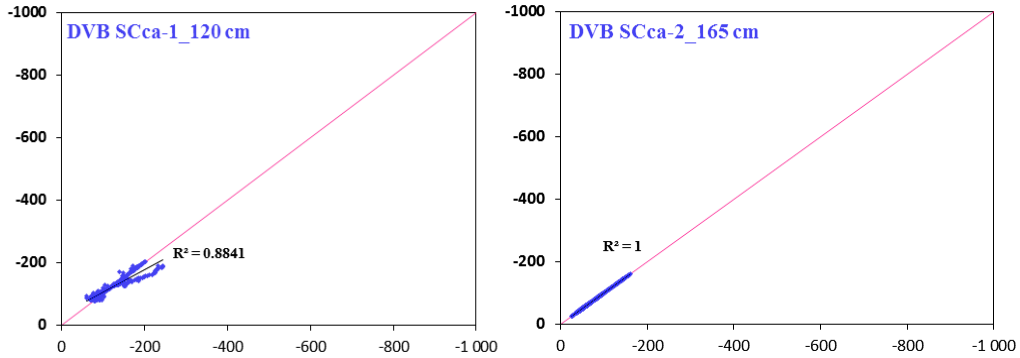


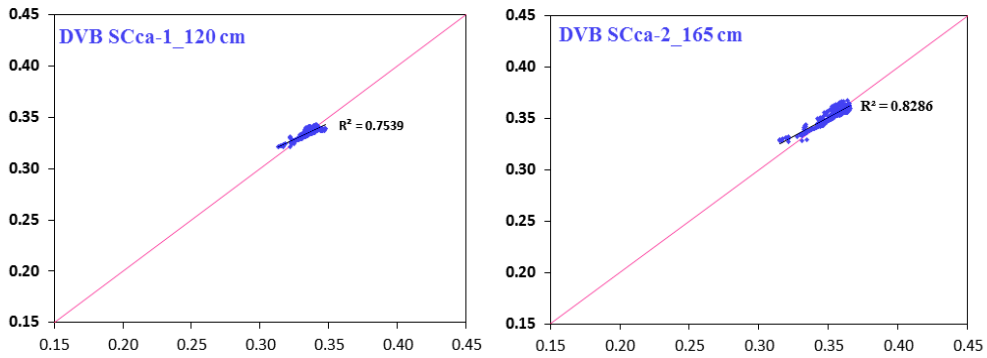

Potentiels matriciels modélisés [hPa]
Potentiels matriciels expérimentaux [hPa]
θCorrigée modélisées [cm3.cm-3]
θCorrigée expérimentales [cm3.cm-3]
BOUE ASca_37 cm
R² = 0.7372
BOUE ASca_50 cm
R² = 0.807
BOUE ASca_37 cm
R² = 0.6427
BOUE ASca_50 cm
R² = 0.7238
DVB ASca_37 cm
R² = 0.7206
DVB ASca_50 cm
R² = 0.6587
DVB ASca_37 cm
R² = 0.606
DVB ASca_50 cm
R² = 0.6323
TEMOIN ASca_37 cm
R² = 0.7698
TEMOIN ASca_50 cm
R² = 0.7548
TEMOIN ASca_37 cm
R² = 0.5885
TEMOIN ASca_50 cm
R² = 0.6162

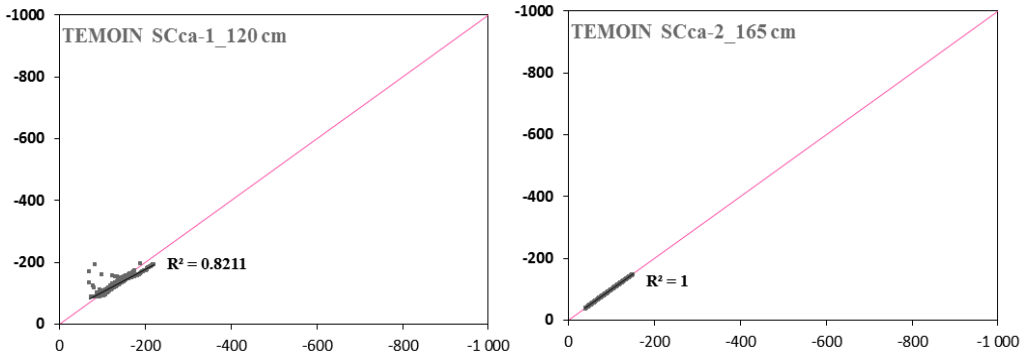

Potentiels matriciels modélisés [hPa]
Potentiels matriciels expérimentaux [hPa]
θCorrigée modélisées [cm3.cm-3]
θCorrigée expérimentales [cm3.cm-3]
BOUE Sca_65 cm
R² = 0.8144
BOUE Sca_90 cm
R² = 0.907
BOUE Sca_65 cm
R² = 0.8431
BOUE Sca_90 cm
R² = 0.7269
DVB Sca_65 cm
R² = 0.8537
DVB Sca_90 cm
R² = 0.8726
DVB Sca_65 cm
R² = 0.8171
DVB Sca_90 cm
R² = 0.8836
TEMOIN Sca_65 cm
R² = 0.8315
TEMOIN Sca_90 cm
R² = 0.8823
TEMOIN Sca_65 cm
R² = 0.6996
TEMOIN Sca_90 cm
R² = 0.8624

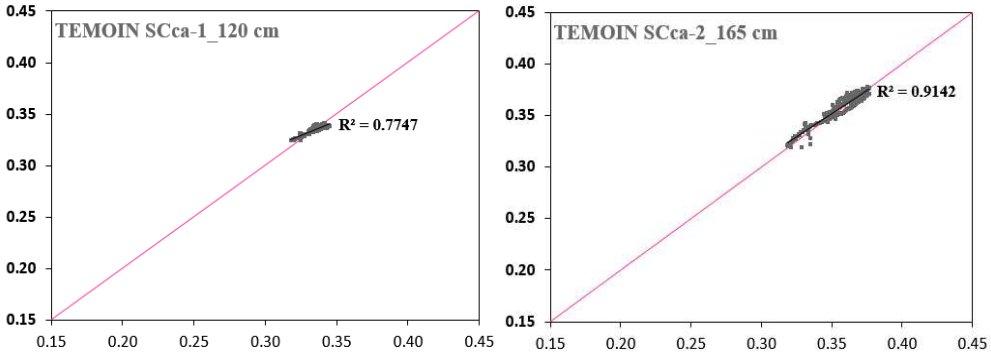

Potentiels matriciels modélisés [hPa]
BOUE SCca-1_120 cm
R² = 0.884
BOUE SCca-2_165 cm
R² = 1
Potentiels matriciels expérimentaux [hPa]


θCorrigée modélisées [cm³.cm⁻³]
BOUE SCca-1_120 cm
R² = 0.6798
BOUE SCca-2_165 cm
R² = 0.8262
θCorrigée expérimentales [cm³.cm⁻³]


DVB SCca-1_120 cm
R² = 0.8841
DVB SCca-2_165 cm
R² = 1

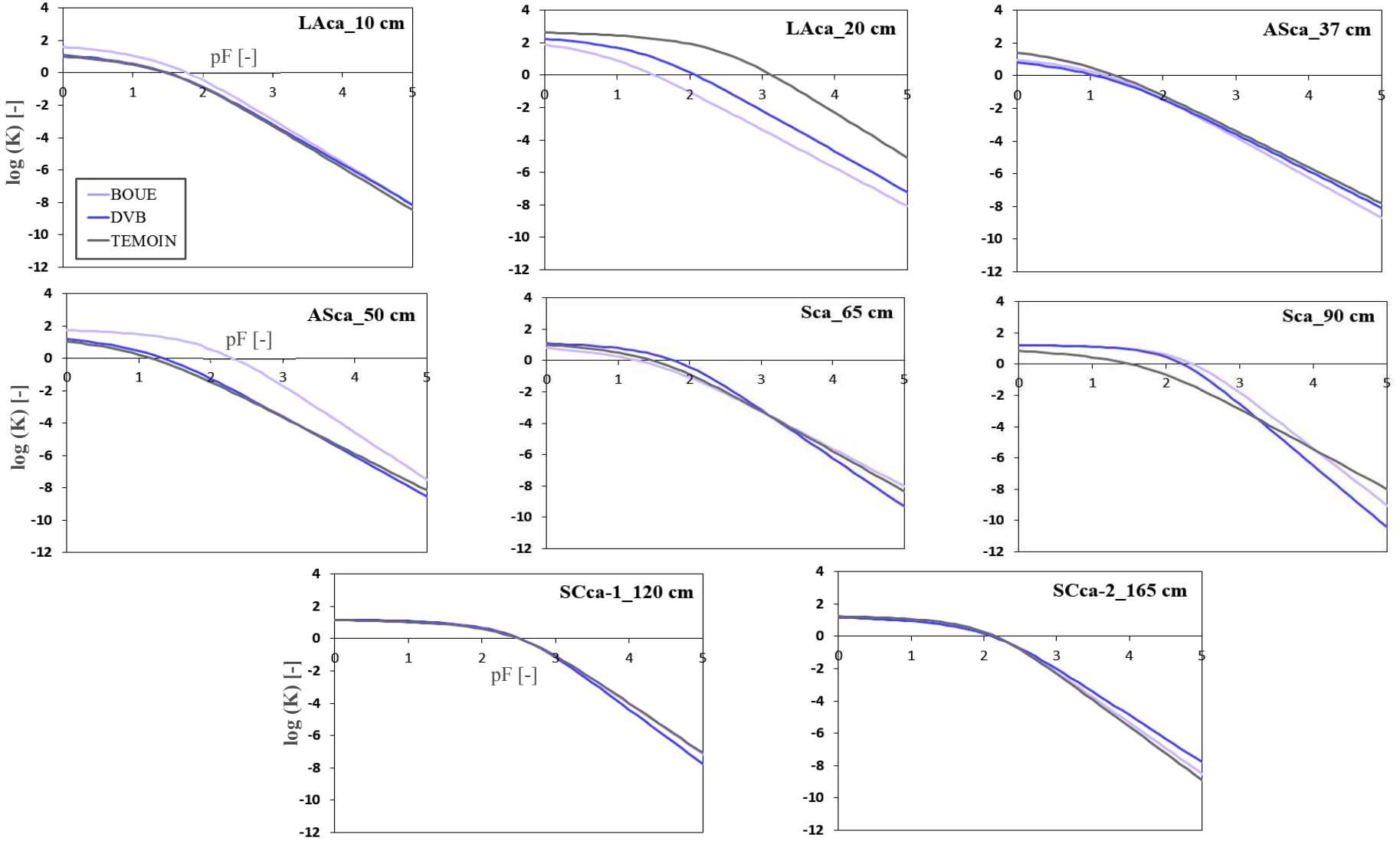

DVB SCca-1_120 cm
R² = 0.7539
DVB SCca-2_165 cm
R² = 0.8286


TEMOIN SCca-1_120 cm
R² = 0.8211
TEMOIN SCca-2_165 cm
R² = 1


TEMOIN SCca-1_120 cm
R² = 0.7747
TEMOIN SCca-2_165 cm
R² = 0.9142

Annexe 3.X

Courbes de conductivité hydraulique établies à chaque profondeur instrumentée sur les parcelles, à partir des paramètres hydrodynamiques calés par méthode inverse via HYDRUS-1D.



Annexe 3.Y

Valeurs des paramètres θ_s et K_s calés à l'aide d'HYDRUS-1D pour les Cases 2–5 (DVB) et 3–6 (BOUE) à partir des dynamiques journalières de drainage.

Case 2 - DVB		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1c}	0.06190	**0.28867**	0.01988	1.1944	**10.00**
LAca	M_{2c}	0.09690	**0.28826**	0.20000	1.0500	**449.71**
ASca	M_{3c}	0.10880	**0.34769**	0.03500	1.1000	**110.21**
Sca	M_{4c}	0.06451	**0.40703**	0.01200	1.1400	**153.86**
Sca	M_{5c}	0.05770	**0.39926**	0.00900	1.1500	**129.41**
/	M_{6c}	0.01000	0.45000	0.15000	3.0000	3000.00

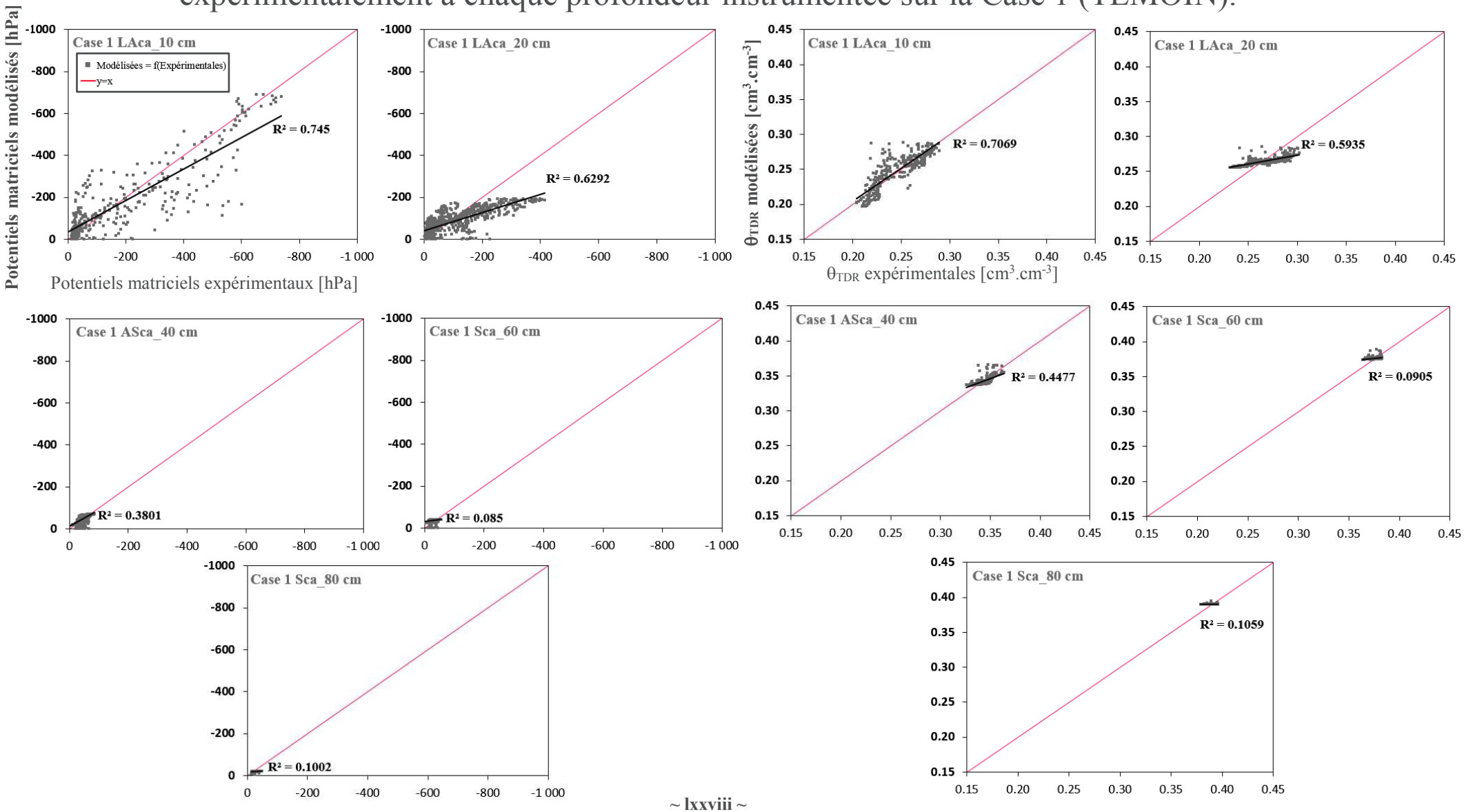
Case 3 - BOUE		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1c}	0.06190	**0.28867**	0.01988	1.1944	**10.00**
LAca	M_{2c}	0.09690	**0.28826**	0.20000	1.0500	**623.94**
ASca	M_{3c}	0.10880	**0.36635**	0.03500	1.1000	**149.65**
Sca	M_{4c}	0.06451	**0.40261**	0.01200	1.1400	**200.00**
Sca	M_{5c}	0.05770	**0.39685**	0.00900	1.1500	**62.50**
/	M_{6c}	0.01000	0.45000	0.15000	3.0000	3000.00

Case 5 - DVB		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1c}	0.06190	**0.28867**	0.01988	1.1944	**21.37**
LAca	M_{2c}	0.09690	**0.29823**	0.20000	1.0500	**1312.70**
ASca	M_{3c}	0.10880	**0.36635**	0.03500	1.1000	**182.88**
Sca	M_{4c}	0.06451	**0.40703**	0.01200	1.1400	**134.35**
Sca	M_{5c}	0.05770	**0.39926**	0.00900	1.1500	**80.00**
/	M_{6c}	0.01000	0.45000	0.15000	3.0000	3000.00

Case 6 - BOUE		θ_r	θ_s	α	n	K_s
Horizon	Matériau	[$cm^3.cm^{-3}$]		[cm^{-1}]	[-]	[$cm.jour^{-1}$]
LAca	M_{1c}	0.06190	**0.28867**	0.01988	1.1944	**20.16**
LAca	M_{2c}	0.09690	**0.29823**	0.20000	1.0500	**1355.10**
ASca	M_{3c}	0.10880	**0.36635**	0.03500	1.1000	**224.39**
Sca	M_{4c}	0.06451	**0.40703**	0.01200	1.1400	**200.00**
Sca	M_{5c}	0.05770	**0.39605**	0.00900	1.1500	**60.59**
/	M_{6c}	0.01000	0.45000	0.15000	3.0000	3000.00

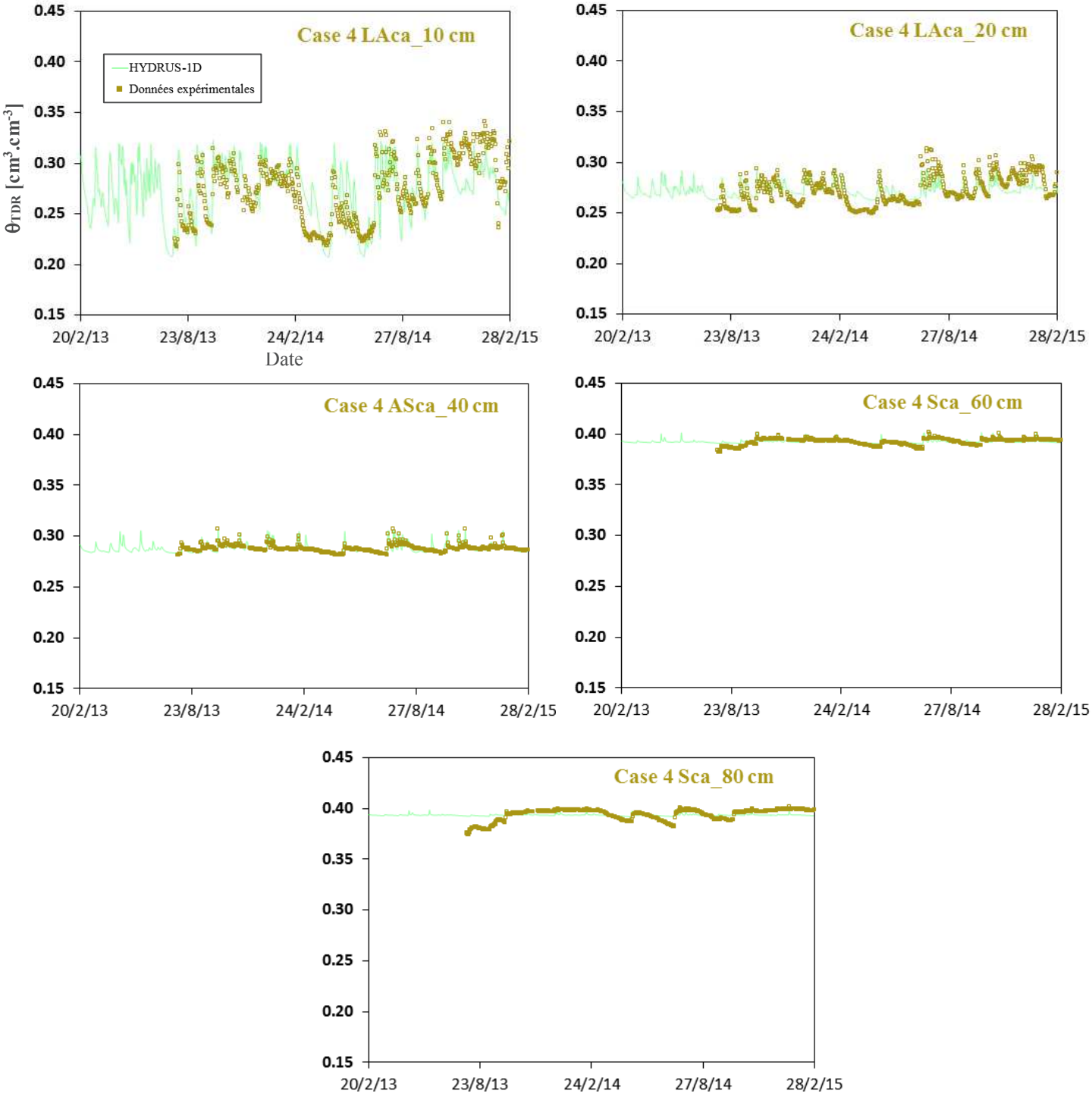
Annexe 3.Z

Courbes de potentiels matriciels et teneurs en eau simulées en fonction de celles constatées expérimentalement à chaque profondeur instrumentée sur la Case 1 (TEMOIN).



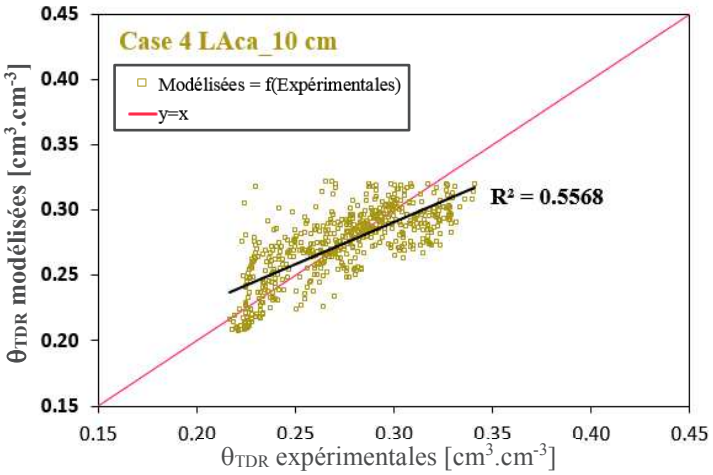
Annexe 3.AA

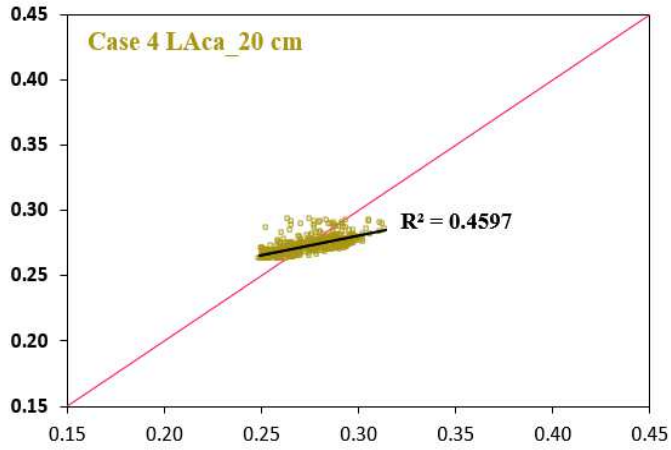
Comparaisons des dynamiques de teneur en eau expérimentales obtenues pour la Case 4 avec celles simulées grâce aux paramètres calés par optimisation inverse.

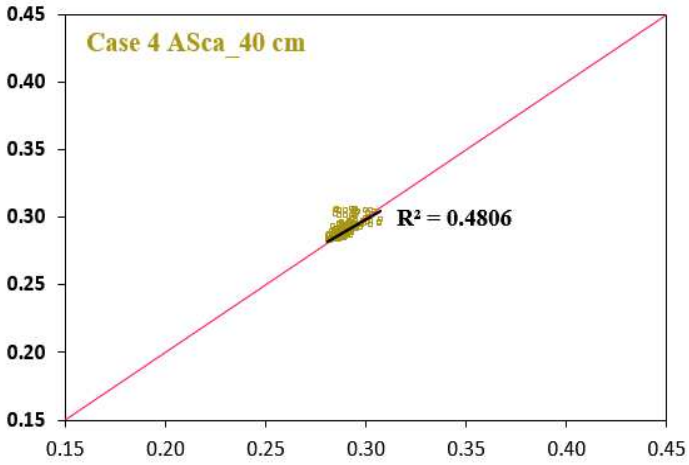


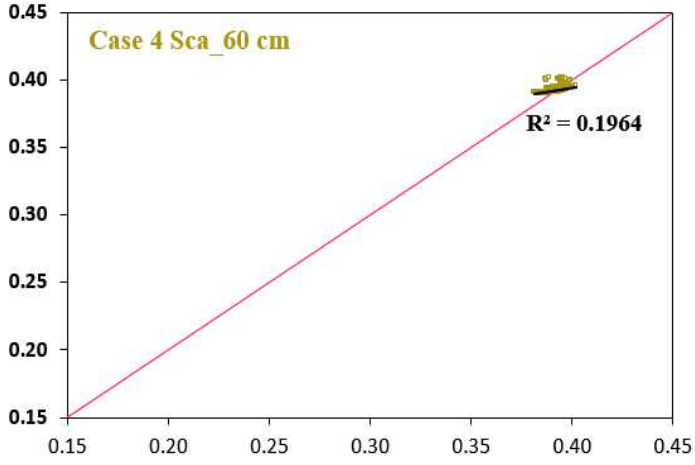
Annexe 3.AB

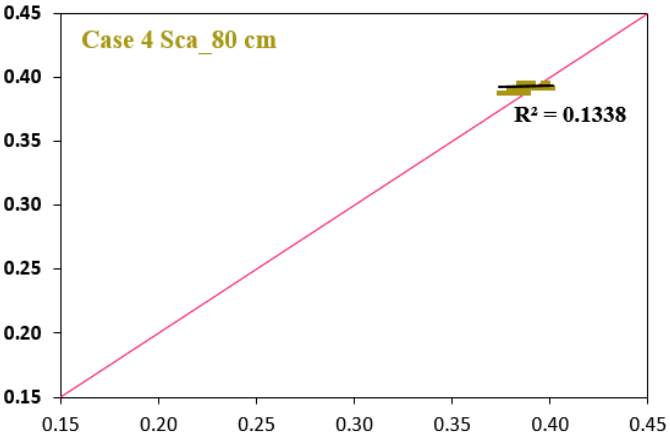
Courbes de teneurs en eau simulées en fonction de celles constatées expérimentalement à chaque profondeur instrumentée sur la Case 4.





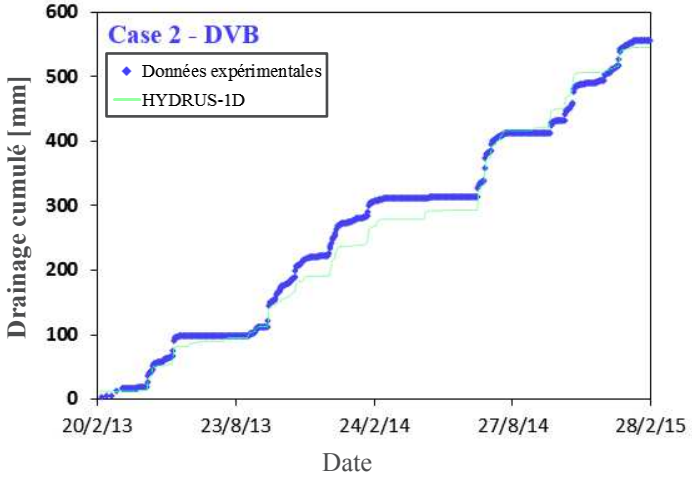


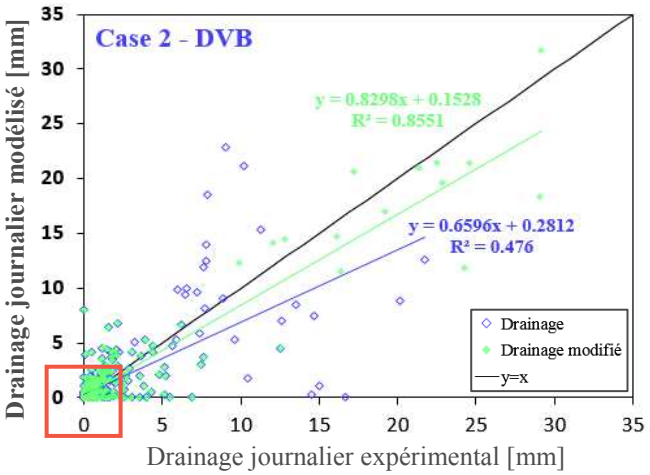


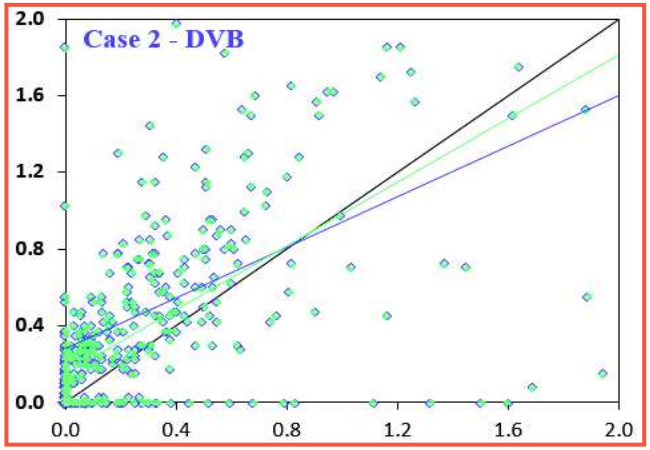


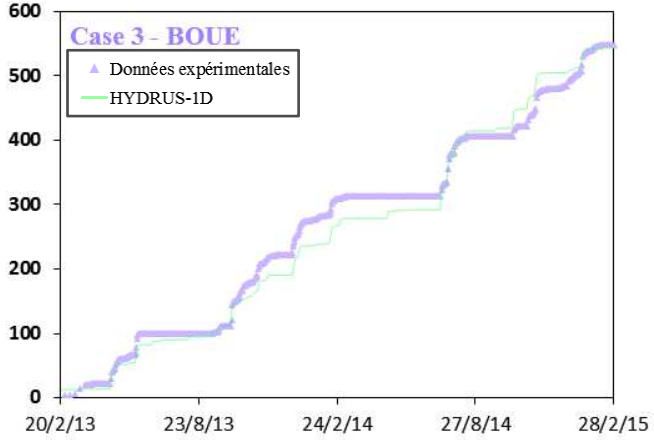
Annexe 3.AC

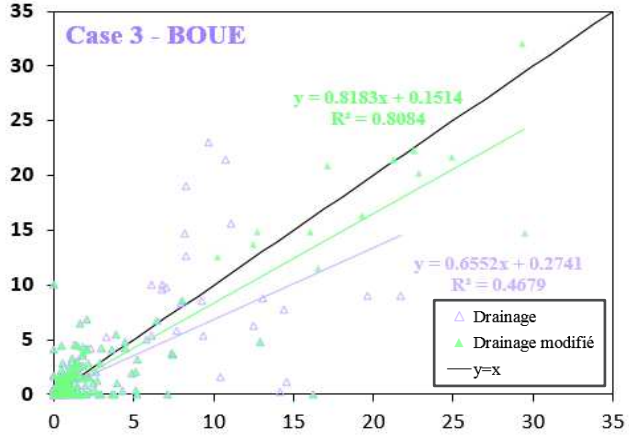
Comparaison des drainages expérimentaux et modélisés observés sur les Cases 2, 3, 4, 5 et 6.

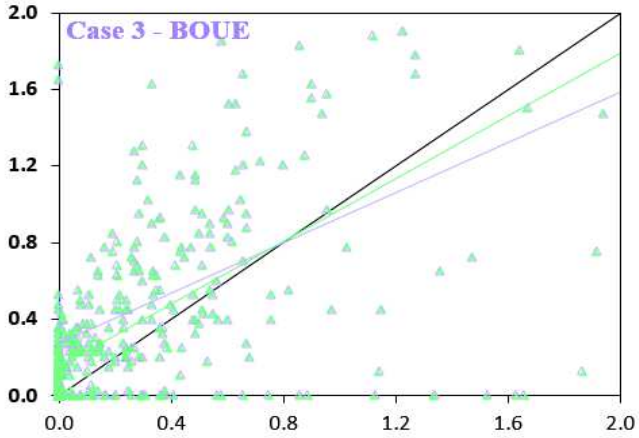


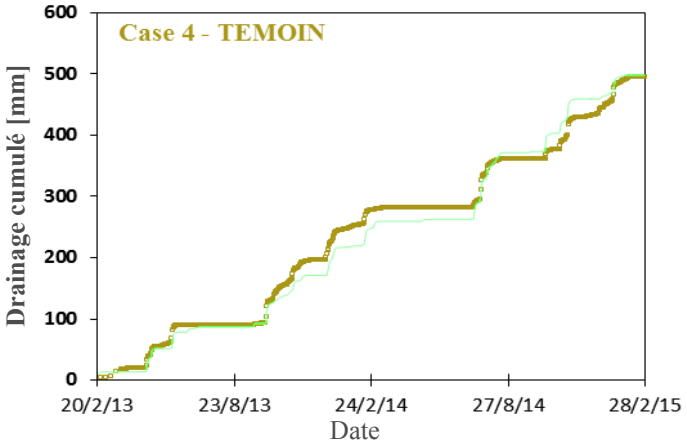


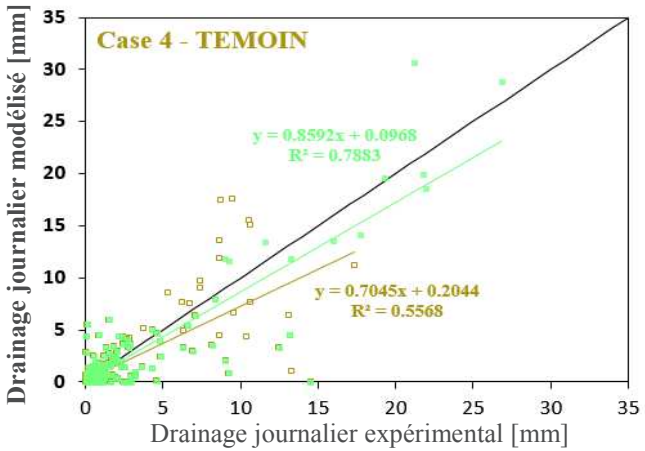


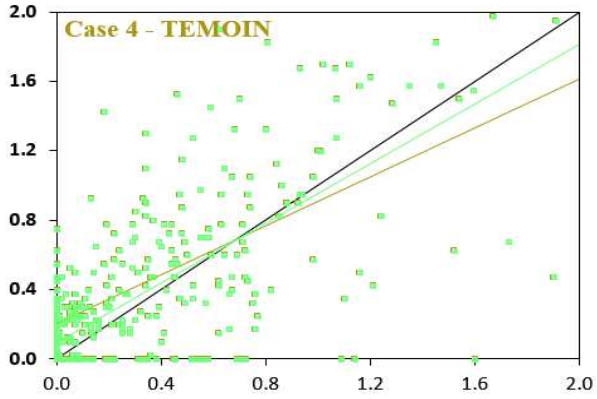


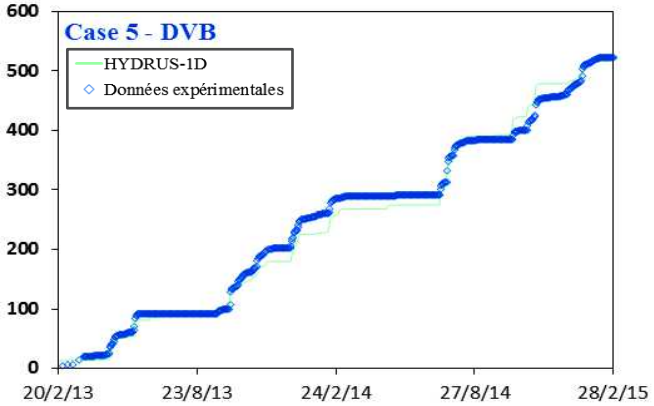


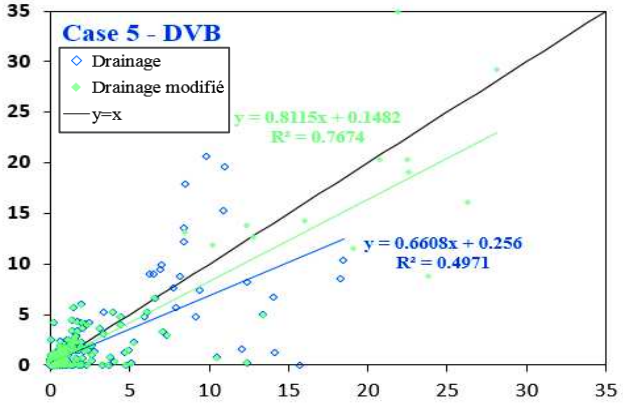


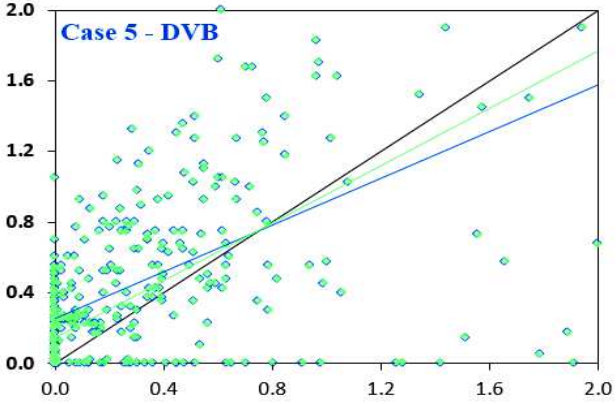

Case 4 - TEMOIN
Drainage cumulé [mm]
Date
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15

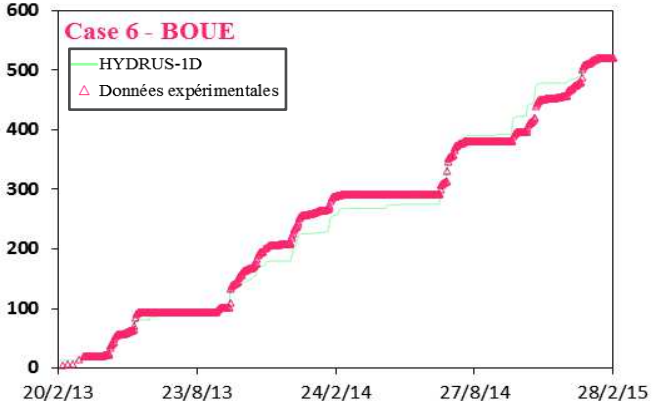

Case 4 - TEMOIN
Drainage journalier modélisé [mm]
Drainage journalier expérimental [mm]
y = 0.8592x + 0.0968
R² = 0.7883
y = 0.7045x + 0.2044
R² = 0.5568

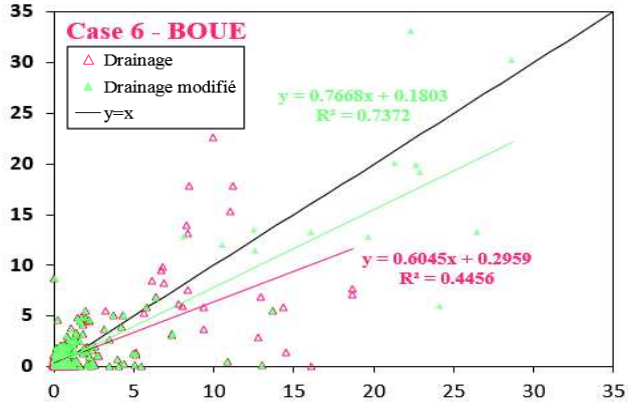

Case 4 - TEMOIN

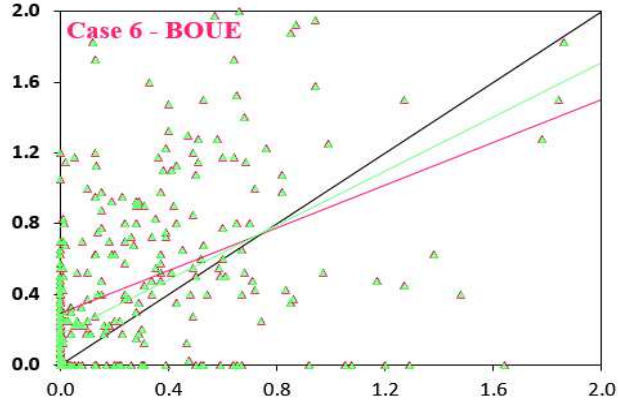

Case 5 - DVB
HYDRUS-1D
Données expérimentales
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


Case 5 - DVB
Drainage
Drainage modifié
y=x
y = 0.8115x + 0.1482
R² = 0.7674
y = 0.6608x + 0.256
R² = 0.4971


Case 5 - DVB

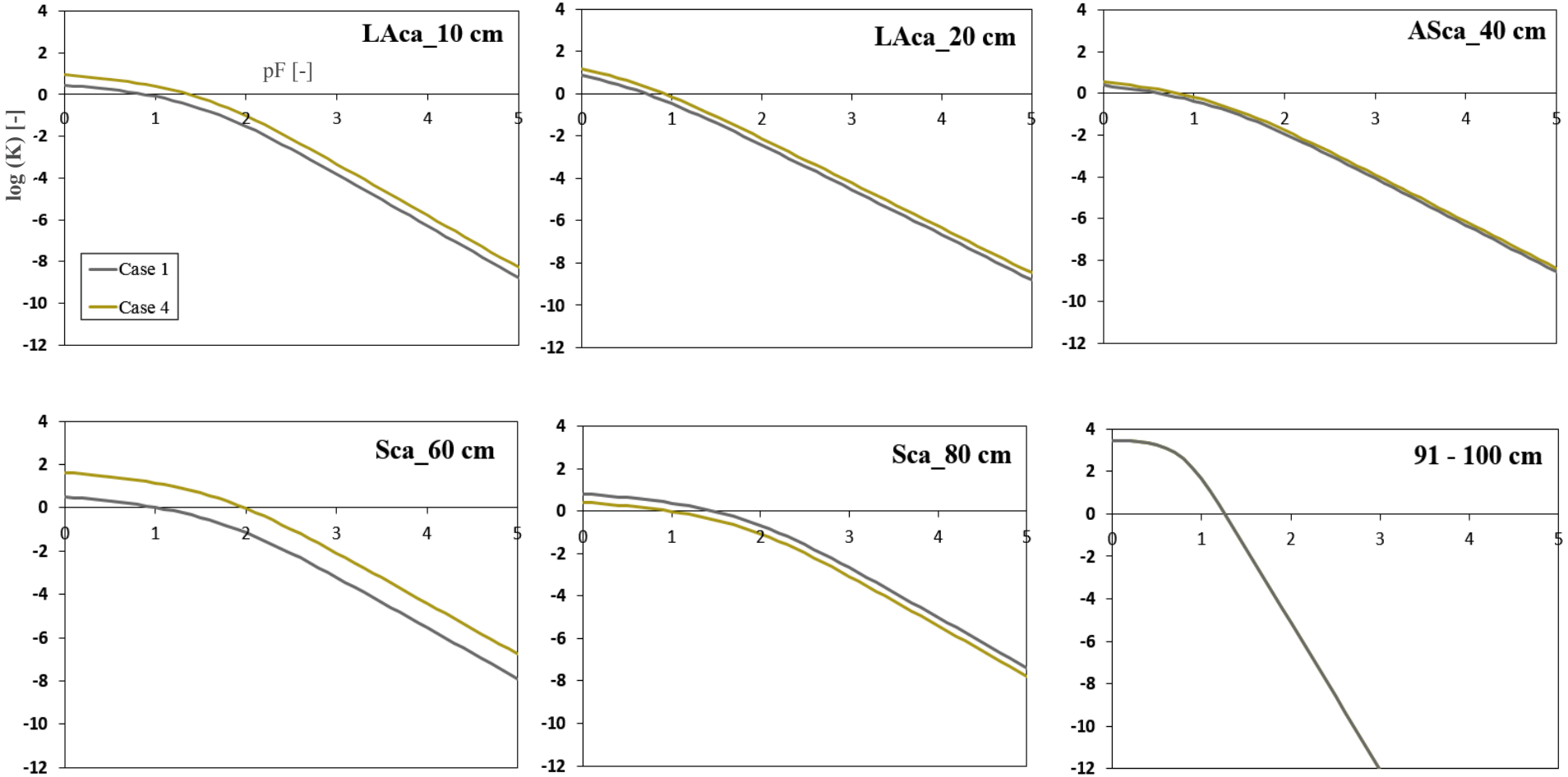

Case 6 - BOUE
HYDRUS-1D
Données expérimentales
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


Case 6 - BOUE
Drainage
Drainage modifié
y=x
y = 0.7668x + 0.1803
R² = 0.7372
y = 0.6045x + 0.2959
R² = 0.4456


Case 6 - BOUE

Annexe 3.AD

Courbes de conductivité hydraulique établies à chaque profondeur instrumentée sur les Cases 1 et 4, à partir des paramètres hydrodynamiques calés par méthode inverse via HYDRUS-1D.



ANNEXES

CHAPITRE 4.

ÉTUDE DU TRANSPORT DES IONS BROMURES EN SOL NU SUITE À DES APPORTS DE PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES

Annexe 4.A

Description des tests effectués en amont de l'apport des ions bromures et résultats obtenus.

La connaissance des vitesses d'avancement couplée à l'étude du volume d'eau débité par l'ensemble des buses nous permettra de définir un nombre entier de passages pour apporter la quantité ciblée d'ions bromures (50 g.m^2) sur chaque parcelle et case d'intérêt. Dans le but de limiter le nombre de passages et au vu des doses d'apport, la vitesse d'avancement du dispositif de pulvérisation devra être proche du minimum atteignable permettant tout de même d'assurer une bonne répétabilité sur plusieurs allers-retours afin que l'axe de l'apport qui engendre *a priori* le moins d'incertitude ne produise pas de biais supplémentaire. Ces tests ont été effectués sur la totalité de la longueur définie pour l'apport, *i.e.* 11 m.

Pour les parcelles, les résultats des essais permettent de caractériser une vitesse d'avancement du pulvérisateur d'approximativement 0.73 km.h^{-1}, celle-ci étant finalement relativement stable (CV < 4 %, cf. Tableau I). Nous pouvons de plus noter que les vitesses supérieures constatées lors de l'aller (marche avant) sont vraisemblablement induites par la très légère pente du terrain sur lequel les études ont été mises en place

Tableau I : Estimation de la vitesse d'avancement du pulvérisateur pour un apport sur une longueur de 11 m.

Vitesse Pulvérisateur	*Temps pour parcourir 11 m* [s]	*Vitesse d'avancement* [km.h^{-1}]
Aller 1	53.0	0.75
Retour 1	55.8	0.71
Aller 2	52.2	0.76
Retour 2	56.7	0.70
Moyenne	**54.4 (2.2)**	**0.73 (0.03)**

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

Concernant les cases lysimétriques, la stabilité de la vitesse de la rampe d'irrigation est assurée par l'automatisation du système, même si une intervention humaine est nécessaire pour l'arrêt et la remise en marche du dispositif. Ainsi, les tests permettent d'établir une vitesse de pulvérisation d'environ 0.42 km.h^{-1}.

Les pulvérisations de produits phytosanitaires habituellement réalisées sur le site nécessitent des débits de l'ordre de quelques centaines de litre à l'hectare. Les buses disponibles ne permettent par conséquent pas d'atteindre un débit suffisant pour apporter la quantité ciblée d'ions bromures sans multiplier les allers-retours. L'acquisition de buses à fente de type APE 110° (ALBUZ®) a été effectuée, le choix s'étant porté sur celles permettant l'obtention des plus forts débits et caractérisées par le code couleur blanc (Image I). Ces dernières sont composées d'un orifice en céramique rose et permettent l'obtention d'un jet plat avec un angle de 110° pour un débit théorique maximum de 7.82 L.min^{-1} à 2 bars (Figure I).



Image I : Buse APE 110° (ALBUZ®) utilisée pour l'apport d'ions bromures sur les parcelles et les cases lysimétriques.

12

GRANDE CULTURE EUROPE

catalogue 2009 **ALBUZ**



APE ALBUZ
Buse standard

APPLICATIONS

- Tous types de traitements (herbicides, fongicides, insecticides, etc…).

CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES

- Orifice en céramique rose ALBUZ® (excellente précision et grande résistance à l'usure).
- Jet plat angle de 80 ou 110° : recouvrement des jets nécessaire pour obtenir une répartition uniforme.
- Adaptée à tous les porte-buses, s'utilise avec des écrous de largeur de méplat 11 mm.

CARACTÉRISTIQUES SPÉCIFIQUES

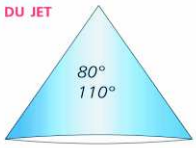
- Buse opérationnelle dès 2 bar.
- Débit correspondant au code couleur standard ALBUZ®.
- Formation de gouttelettes de taille moyenne.
- La gamme APE 80° s'arrête au modèle Bleu.
- **Hauteur minimum de rampe recommandée : 50/60 cm (110°) et 80/90 cm (80°).**
- **Pression recommandée : 2 bar.**

PLAGE DE PRESSION D'UTILISATION



de 2 à 4 bar

ANGLE DU JET



SPECTRE DE GOUTTES

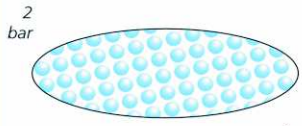


Tableau de débit

	(bar)	l/mn	LITRES PAR HECTARE DISTANCE ENTRE 2 BUSES : 50 CM								
			4 km/h	6 km/h	8 km/h	10 km/h	12 km/h	14 km/h	16 km/h	18km/h	20km/h
JAUNE	2	0,49	148	99	74	59	49	42	37	33	30
	2,5	0,55	166	111	83	66	55	47	42	37	33
	3	0,61	182	121	91	73	61	52	45	40	36
	3,5	0,65	196	131	98	79	65	56	49	44	39
	4	0,70	210	140	105	84	70	60	53	47	42
ORANGE	2	0,69	208	139	104	83	69	59	52	46	42
	2,5	0,77	232	155	116	93	77	66	58	52	46
	3	0,85	255	170	127	102	85	73	64	57	51
	3,5	0,92	275	183	138	110	92	79	69	61	55
	4	0,98	294	196	147	118	98	84	74	65	59
ROUGE	2	0,99	297	198	148	119	99	85	74	66	59
	2,5	1,11	332	221	166	133	111	95	83	74	66
	3	1,21	364	242	182	145	121	104	91	81	73
	3,5	1,31	393	262	196	157	131	112	98	87	79
	4	1,40	420	280	210	168	140	120	105	93	84
VERT	2	1,40	420	280	210	168	140	120	105	93	84
	2,5	1,57	470	313	235	188	157	134	117	104	94
	3	1,71	514	343	257	206	171	147	129	114	103
	3,5	1,85	556	370	278	222	185	159	139	123	111
	4	1,98	594	396	297	238	198	170	149	132	119
TURQUOISE	2	1,69	507	338	253	203	169	145	127	113	101
	2,5	1,89	567	378	283	227	189	162	142	126	113
	3	2,07	621	416	310	248	207	177	155	138	124
	3,5	2,24	671	447	335	268	224	192	168	149	134
	4	2,39	717	478	359	287	239	205	179	159	143
BLEU	2	1,98	594	396	297	238	198	170	148	132	119
	2,5	2,21	664	443	332	266	221	190	166	148	133
	3	2,42	727	485	364	291	242	208	182	162	145
	3,5	2,62	786	524	394	314	262	224	196	175	157
	4	2,80	840	560	420	336	280	240	210	187	168
GRIS	2	2,79	836	557	418	334	279	239	209	186	167
	2,5	3,11	934	623	467	374	311	267	234	208	187
	3	3,41	1024	682	512	409	341	292	256	227	205
	3,5	3,69	1106	737	553	442	369	316	276	246	221
	4	3,94	1182	788	591	473	394	338	296	263	236
NOIR	2	3,95	1184	789	592	473	395	338	296	263	237
	2,5	4,41	1323	882	662	529	441	378	331	294	265
	3	4,83	1450	966	725	580	483	414	362	322	290
	3,5	5,22	1566	1044	783	626	522	447	391	348	313
	4	5,58	1674	1116	837	670	558	478	419	372	335
MARRON	2	5,61	1684	1123	842	674	561	481	421	374	337
	2,5	6,28	1883	1255	942	753	628	538	471	418	377
	3	6,88	2063	1375	1031	825	688	589	516	458	413
	3,5	7,43	2228	1485	1114	891	743	637	557	495	446
	4	7,94	2382	1588	1191	953	794	681	596	530	476
BLANC	2	7,82	2376	1584	1188	950	792	679	594	528	475
	2,5	8,85	2656	1771	1328	1063	885	759	664	590	531
	3	9,70	2910	1940	1455	1164	970	831	727	647	582
	3,5	10,48	3143	2095	1571	1257	1048	898	786	698	629
	4	11,20	3360	2240	1680	1344	1120	960	840	747	672

Figure I : Caractéristiques des buses APE 110° (ALBUZ®) choisies pour l'apport des ions bromures sur les parcelles et les cases.

La connaissance du volume d'eau débité par les buses du dispositif de pulvérisation est essentielle car, associée à celle de la vitesse d'avancement, elle va permettre d'établir le nombre entier de passages nécessaires pour apporter les bromures à la dose ciblée de 50 $g.m^{-2}$ sur l'ensemble des surfaces des parcelles et cases lysimétriques. La lame d'eau, les concentrations en bromures et les quantités de sel de bromure de potassium à peser pourront donc être recalculées par rapport au nombre de passages déterminé. Les volumes d'eau débités par chacune des buses des rampes de pulvérisation ou d'irrigation ont été mesurés à l'aide d'éprouvettes graduées de 2000 mL, durant une période de temps donnée le plus souvent fixée à 30 s (Image II)

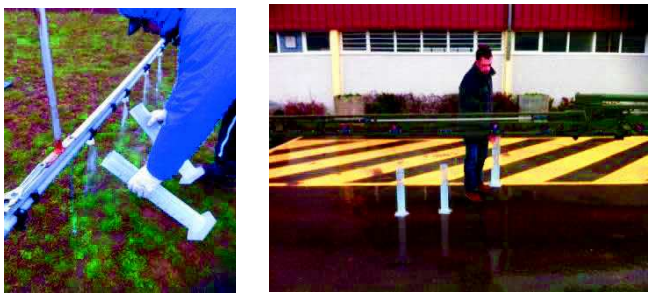


Image II : Détermination du volume d'eau débité par les buses à l'aide d'éprouvettes graduées.

Le volume d'eau débité par chacune des 18 buses qui composent la rampe de 9 m permettant l'apport sur chaque parcelle a été étudié au travers de trois répétitions mises en place successivement. Les résultats (Figure II et Tableau II) mettent en évidence le fait que (*i*) les volumes d'eau débités par une même buse sont généralement très proches et caractérisés par l'obtention d'écarts-types et de coefficients de variation relativement faibles. Cependant, les trois buses situées en bout de rampe (1-2-3) présentent des CV supérieurs aux autres ($3.1 < CV < 6.2$ %) mettant ainsi en avant une moins bonne répétabilité ; (*ii*) les volumes d'eau débités par les buses proches du pulvérisateur (18-17-16) sont jusqu'à 2.5 fois plus importants que ceux de celles situées en bout de rampe. Ceci est expliqué par les phénomènes de perte de charge qui s'accentuent lorsque l'on s'éloigne du pulvérisateur. Les écarts à la moyenne calculés pour les buses localisées aux extrémités ont d'ailleurs tendance à s'opposer (+/- 40 %) tandis qu'ils sont généralement plus proches de 0 pour celles situées au milieu de la rampe de pulvérisation ; (*iii*) les écarts-types associés au débit moyen retrouvé (4.09 $L.min^{-1}$) sont plutôt élevés et compris entre 0.84 et 0.88 $L.min^{-1}$, ce qui représente des coefficients de variation légèrement supérieurs à 20 %. Cette dispersion relativement marquée est majoritairement due aux différences de débits observées entre les buses situées aux extrémités de la rampe.
n définitive, des hétérogénéités d'apport sont d'ores et déjà attendues après l'étude des volumes d'eau débités par les buses de la rampe de pulvérisation. En effet, des différences conséquentes sont observées le long de la rampe car les neuf buses les plus éloignées du tracteur présentent des débits inférieurs à la moyenne alors que les neuf autres lui sont supérieures (Figure II). Ces résultats soulignent l'intérêt qu'aurait pu constituer le fait d'effectuer un apport en contournant les parcelles de par les compensations des effets susmentionnés et l'obtention d'une lame d'eau relativement homogène sur l'ensemble de la surface.

Tableau II : Étude des volumes d'eau débités de chaque buse de la rampe de pulvérisation à travers la mise en place de trois tests successifs.

Numéro BUSE	*TEST_Débit-1*	*TEST_Débit-2*	*TEST_Débit-3*	*Moyenne par buse*	*CV*	*Écart à la moyenne*
	[L.min^{-1}]				[%]	
1	2.32	2.28	2.52	2.37 (0.13)	5.4	-42.0
2	3.40	3.44	3.24	3.36 (0.11)	3.1	-17.8
3	2.52	2.24	2.46	2.41 (0.15)	6.1	-41.2
4	3.96	3.93	3.84	3.91 (0.06)	1.6	-4.4
5	3.70	3.72	3.66	3.69 (0.03)	0.8	-9.7
6	3.88	3.75	3.78	3.8 (0.07)	1.8	-7.0
7	3.76	3.72	3.75	3.74 (0.02)	0.6	-8.5
8	4.08	4.02	4.02	4.04 (0.03)	0.9	-1.2
9	3.92	3.78	3.96	3.89 (0.09)	2.4	-5.0
10	4.54	4.62	4.62	4.59 (0.05)	1.0	12.3
11	4.94	5.04	5.04	5.01 (0.06)	1.2	22.4
12	4.48	4.50	4.47	4.48 (0.02)	0.3	9.6
13	4.32	4.32	4.29	4.31 (0.02)	0.4	5.4
14	4.29	4.32	4.35	4.32 (0.03)	0.7	5.6
15	4.44	4.44	4.38	4.42 (0.03)	0.8	8.1
16	4.41	4.32	4.38	4.37 (0.05)	1.0	6.9
17	5.04	4.92	4.97	4.98 (0.06)	1.2	21.7
18	5.94	5.88	5.93	5.92 (0.03)	0.5	44.7
Moyenne globale	**4.11 (0.85)**	**4.07 (0.88)**	**4.09 (0.84)**	**4.09 (0.84)**	**20.5**	

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

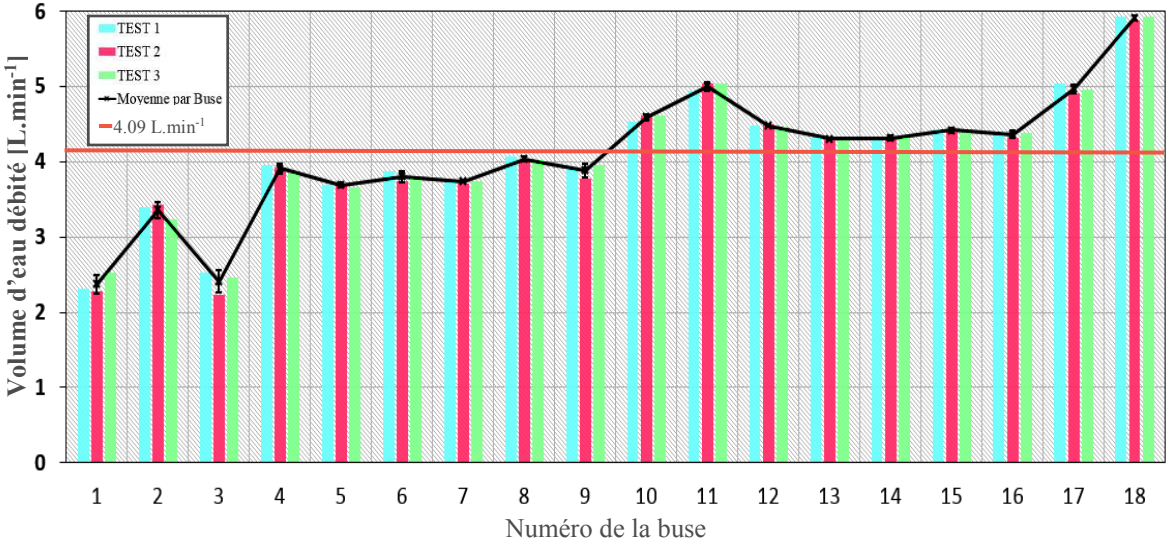


Figure II : Étude des débits obtenus pour chacune des 18 buses de la rampe de pulvérisation.
Le débit moyen par buse est représenté en **Noir** et le débit moyen pour l'ensemble des trois tests en **Rouge**.

Tableau III : Estimation des volumes d'eau débités par les buses de la double rampe d'irrigation sur les cases lysimétriques.

Numéro Buse	*TEST_Débit* [L.min^{-1}]	*Moyenne Rampe*	*CV* [%]
1	4.92		
2	4.92		
3	4.92		
4	4.86	**4.91 (0.03)**	**0.6**
5	4.98		
6	4.44		
7	5.16		
8	4.80	**4.85 (0.31)**	**6.3**
Moyenne générale	**4.88 (0.20)**		**4.2**

Les débits obtenus par les buses de la Rampe 1 sont représentés en verts et ceux de la Rampe 2 en bleus.
La buse numérotée 1 est celle située le plus au sud de la double rampe.
Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

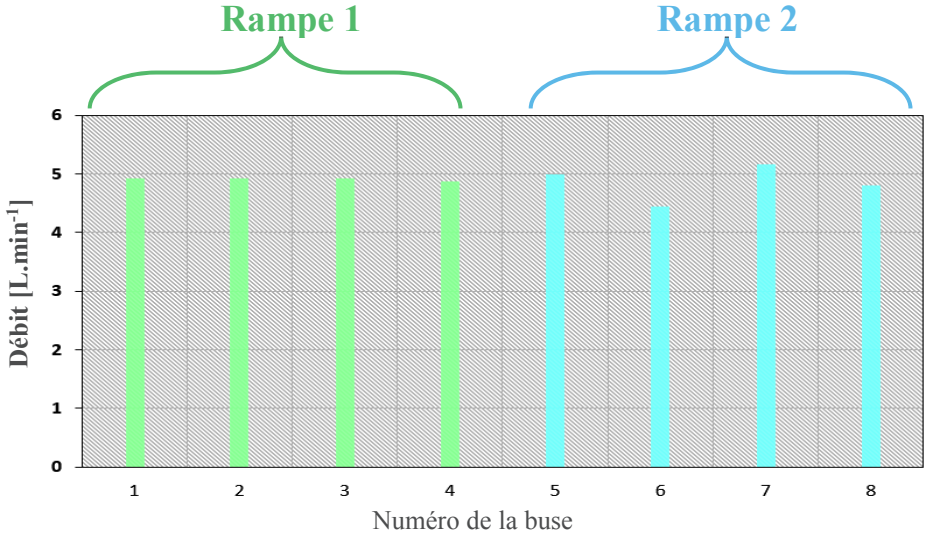


Figure III : Étude des débits obtenus pour chacune des quatre buses d'apport situées sur chaque rampe d'irrigation.

Sur les cases lysimétriques, l'apport est pour rappel effectué à l'aide d'une double rampe d'irrigation, la Rampe 1 permettant la pulvérisation sur les Cases 1, 2 et 3 situées les plus au sud et la Rampe 2 sur les Cases 4, 5 et 6 localisées les plus au nord. Les résultats des tests (Figure III et Tableau III) permettent de constater que (*i*) les volumes d'eau débités par les quatre buses de la Rampe 1 sont très proches (CV < 1 %) et assurent ainsi, *a priori*, l'apport d'une lame d'eau relativement homogène sur l'ensemble de la surface des Cases 1, 2 et 3 ; (*ii*) les buses de la Rampe 2 présentent des débits plus dispersés autour de la moyenne avec un coefficient de variation supérieur à 6 % engendrant un apport moins homogène sur les 4 m² des Cases 4, 5 et 6 ; (*iii*) la moyenne des débits constatés sur la Rampe 1 est légèrement supérieure à celle de la Rampe 2.
Il semble finalement que la lame d'eau apportée par chacune des rampes soit similaire, bien que celle associée à la Rampe 2 soit soumise à plus d'incertitude, au vu des écarts-types plus élevés retrouvés pour cette dernière.

À partir des résultats des études de stabilité de la vitesse d'avancement du dispositif de pulvérisation et du volume d'eau débité par les buses, nous pouvons calculer le nombre de passages entier nécessaire sur les 11 m de longueur définis pour apporter la lame d'eau ciblée de 4 $L.m^{-2}$.
Finalement, le volume d'eau appliqué sur la surface d'apport de 99 m² propre à chaque parcelle étant d'environ 396 L, 65.2 m sont nécessaires pour apporter une lame d'eau de 4 $L.m^{-2}$ sur une parcelle sachant que le volume d'eau pulvérisé par une buse est en moyenne de 6.07 $L.m^{-1}$. Cela engendre donc 6 passages, comprenant par conséquent 3 allers-retours et la pulvérisation d'un volume total de 401 L sur chaque parcelle, correspondant à une lame d'eau recalculée de 4.05 $L.m^{-2}$ (Tableau IV).
Concernant les cases lysimétriques 194 L d'eau sont appliqués pour pulvériser 4 $L.m^{-2}$ sur l'ensemble de la surface définie pour l'apport (48.4 m²), avec un volume débité par les buses d'approximativement 5.58 $L.m^{-1}$. Une longueur d'apport de 34.8 m est donc nécessaire et 3 passages seront par conséquent effectués sur chaque case, correspondant ainsi à 2 allers et 1 retour permettant la pulvérisation d'un volume de 184 L et d'une lame d'eau recalculée à hauteur de 3.80 $L.m^{-2}$ (Tableau V).

L'homogénéité de la lame d'eau pulvérisée sur les parcelles est étudiée à travers la disposition de bassines d'un poids moyen de 98 g et d'un diamètre de 20.2 cm sur une surface représentative de celle concernée par l'apport (Image III). Le quadrillage de cette dernière va permettre l'estimation des lames d'eau réellement retrouvées au travers de la mise en place du plusieurs tests simulant l'apport. À noter que ces tests ne pourront être effectués que pour estimer la lame d'eau apportée sur les parcelles, la double rampe des cases ne pouvant pas pulvériser sur une longueur de 11 m sans les irriguer et donc humecter significativement le sol quelques jours avant l'épandage des PRO et le travail du sol associé.



Image III: Mise en place des tests pour l'estimation de la lame d'eau apportée sur les parcelles, au travers du quadrillage à l'aide de bassines d'une surface sensiblement équivalente.

Pour rappel, une même lettre associée à une bassine désigne une position similaire selon la longueur de la parcelle tandis qu'un même chiffre indique un positionnement identique selon la largeur. Les bassines numérotées 1 caractériseront donc les lames d'eau apportées par les buses situées près du pulvérisateur (18-17-16, etc..) tandis que celles qui portent le numéro 4 permettront l'étude des lames d'eau obtenues avec les buses localisées en bout de rampe (1-2-3, etc..). Quatre tests sont réalisés pour permettre l'estimation de la lame d'eau réellement apportée et comparer les différences obtenues avec les 4.05 $L.m^{-2}$ initialement ciblée.

Les résultats (Figures IV et Tableau VI) sont relativement en accord avec les constatations effectuées précédemment, à savoir que (*i*) les différences de lame d'eau apportée pour les bassines numérotées 1 et 2 (A_1-B_1-C_1 ; A_2-B_2-C_2) sont très faibles non seulement inter-tests pour l'étude d'une même bassine (CV < 8 % sauf C_2), mais également inter-bassines avec une différence maximum entre moyenne de l'ordre de 0.4 $L.m^{-2}$. Ces résultats caractérisent un apport relativement homogène sur la longueur de la parcelle où les bromures sont épandus avec les buses les plus proches du pulvérisateur (numéros 1 à 9). Cependant, la lame d'eau pulvérisée avec ces dernières est supérieure de plus de 1 $L.m^{-2}$ à celle ciblée, correspondant à des erreurs relatives comprise entre 24 et 34 % ; (*ii*) les lames d'eau obtenues inter-tests dans la même bassine numérotée 3 ou 4 sont constamment plus faibles et présentent des écarts-types et CV respectivement supérieurs à 0.45 $L.m^{-2}$ et 11 % (sauf C_3) et donc plus élevés que pour les numéros 1 et 2, restant par conséquent en accord avec les observations effectuées jusqu'à présent. Les lames d'eau retrouvées dans les bassines portant le numéro 3 sont plutôt comparables à celle ciblée avec des erreurs relatives inférieures à 10 %, tandis que ces dernières sont inférieures d'environ 1 L m^{-2} dans les numéros 4, avec des erreurs relatives comprises entre -19 et -31 % selon la bassine ; (*iii*) les lames d'eau moyennes obtenues pour chacun des tests sont comprises entre 4.14 et 4.57 $L.m^{-2}$ et, au vu des différences pouvant être caractérisées pour un même test, présentent des écarts-types relativement élevés, compris entre 0.8 et 1.2 $L.m^{-2}$ (18 < CV < 29 %) ; (*iv*) la lame d'eau moyenne retrouvée associée à son écart-type (4.45 ± 0.99 $L.m^{-2}$) comprend celle ciblée (4.05 $L.m^{-2}$), l'erreur relative entre les deux valeurs étant finalement convenable et inférieure à 10 %. En effet, les lames d'eau supérieures de plus de 20 % par rapport à l'objectif retrouvées dans les bassines numéros 1 et 2 sont en partie compensées par celles inférieures également de plus de 20 % constatée dans les bassines qui portent le numéro 4 (Tableau VII)

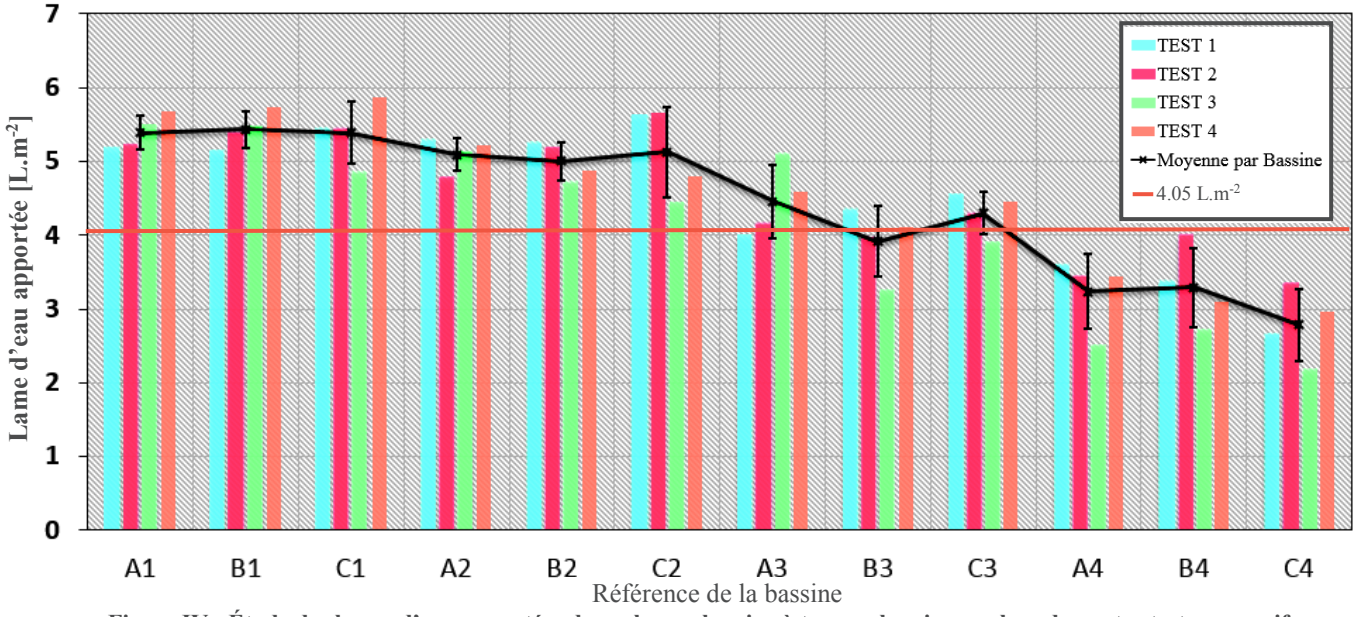


Figure IV : Étude des lames d'eau apportées dans chaque bassine à travers la mise en place de quatre tests successifs.

Tableau IV : Déduction du nombre de passages et donc de la lame d'eau réelle apportée sur une parcelle à partir des résultats des tests concernant la vitesse du dispositif de pulvérisation et le volume d'eau débité par les buses de la rampe de pulvérisation.

Système	*Vitesse dispositif*	*Débit Buse*	*Volume appliqué*	*Surface d'apport*	*Volume d'eau*	*Longueur nécessaire*	*Nombre de passages*	*Volume d'eau recalculé*	*Lame d'eau recalculée*
	[km.h^{-1}]	[L.min^{-1}]	[L.m^{-1}]	[m^2]	[L]	[m]	[-]	[L]	[L.m^{-2}]
Parcelle	0.73	4.09	6.07	99 (9*11)	396	65.2	**6 (5.93)**	401	**4.05**

Tableau V : Déduction du nombre de passages et donc de la lame d'eau réelle apportée sur le dispositif des cases lysimétriques à partir des résultats des tests concernant la vitesse du dispositif de pulvérisation et le volume d'eau débité par les buses des rampes d'irrigation.

Système	*Vitesse dispositif*	*Débit Buse*	*Volume appliqué*	*Surface d'apport*	*Volume d'eau*	*Longueur nécessaire*	*Nombre de passages*	*Volume d'eau recalculé*	*Lame d'eau recalculée*
	[km.h^{-1}]	[L.min^{-1}]	[L.m^{-1}]	[m^2]	[L]	[m]	[-]	[L]	[L.m^{-2}]
Case Lysimétrique	0.42	4.88	5.58	48.4 (2.2*11*2)	194	34.8	**3 (3.16)**	184	**3.80**

Tableau VI : Étude des lames d'eau retrouvées dans chacune des bassines disposées de façon à quadriller la surface des parcelles.

Référence bassine	*TEST Bassine 1*	*TEST Bassine 2*	*TEST Bassine 3*	*TEST Bassine 4*	*Moyenne par bassine*	*CV*	*Erreur relative*	*Écart à la moyenne*
	[L.m^{-2}]					[%]		
A_1	5.18	5.21	5.49	5.68	**5.39 (0.24)**	4.4	33.1	21.1
B_1	5.15	5.37	5.46	5.74	**5.43 (0.25)**	4.5	34.0	22.0
C_1	5.43	5.43	4.84	5.87	**5.39 (0.42)**	7.8	33.1	21.1
A_2	5.27	4.77	5.12	5.21	**5.09 (0.22)**	4.4	25.8	14.4
B_2	5.24	5.18	4.71	4.87	**5 (0.25)**	5.1	23.5	12.3
C_2	5.62	5.65	4.43	4.80	**5.12 (0.61)**	11.8	26.5	15.1
A_3	3.99	4.15	5.09	4.59	**4.45 (0.49)**	11.0	10.0	0.1
B_3	4.34	3.96	3.24	4.12	**3.92 (0.47)**	12.1	-3.3	-12.0
C_3	4.56	4.27	3.90	4.46	**4.3 (0.29)**	6.7	6.1	-3.4
A_4	3.59	3.43	2.50	3.43	**3.24 (0.5)**	15.4	-20.1	-27.3
B_4	3.37	3.99	2.71	3.09	**3.29 (0.54)**	16.4	-18.7	-26.0
C_4	2.65	3.34	2.18	2.96	**2.78 (0.49)**	17.6	-31.2	-37.4
Moyenne globale	**4.53 (0.95)**	**4.56 (0.81)**	**4.14 (1.2)**	**4.57 (1.01)**	**4.45 (0.99)**	**22.2**	**9.9**	

La lame d'eau ciblée pour l'apport est de 4.05 L m^{-2}. Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

Tableau VII : Lames d'eau moyennes obtenues après les études des lames d'eau retrouvées dans les bassines selon un même numéro.

Numéro bassines	*Moyenne par bassine*	*CV*	*Erreur relative*	*Écart à la moyenne*
	[L.m^{-2}]		[%]	
1	5.4 (0.28)	5.3	33.4	21.4
2	5.07 (0.37)	7.2	25.3	14.0
3	4.22 (0.45)	10.7	4.3	-5.1
4	3.1 (0.52)	16.7	-23.3	-30.2
Moyenne globale	**4.45 (0.99)**	**22.2**	**9.9**	

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la lame d'eau de 4.05 L.m^{-2} initialement ciblée.

En définitive, ces résultats confirment le fait que la lame d'eau apportée sera vraisemblablement peu éloignée de la valeur ciblée, ce qui valide la prise en compte de cette dernière, fixée à 4.05 L.m-^{2}, dans le cadre de l'apport des ions bromure sur les parcelles. De plus, et pour peu que des concentrations similaires en bromures soient obtenues aux différents points de prélèvement d'eau au cours de la manipulation, des hétérogénéités d'apport seront engendrées sur la largeur des parcelles, avec des quantités d'ions bromures (*i*) supérieures à 50 g.m^{-2} sur la surface proche du tracteur et donc localisée à proximité des bassines numéros 1 et 2 ; (*ii*) inférieures à 50 g.m^{-2} sur la surface concernée par un apport réalisé par les buses situées en bout de rampe et donc à proximité des bassines numéro 4 ; (*iii*) proches de l'objectif d'apport de 50 g.m^{-2} sur la surface proche des bassines qui portent le numéro 3. Ce gradient spatial de concentration devra être pris en compte lors des prélèvements réalisés dans le cadre du suivi de la dynamique du bromure dans le sol.

Au final, 401 L d'eau sont nécessaires pour apporter le traceur sur chaque parcelle via une lame d'eau de 4.05 L.m^{-2} et six passages. Le volume est finalement fixé à 450 L pour éviter d'utiliser le fond de cuve pour l'apport et en prenant en compte les éventuelles pertes de temps et donc de volumes d'eau qui pourraient être entrainées par les manipulations entre chaque aller-retour. Par conséquent et sachant que la solution pulvérisée est concentrée à hauteur de 12.35 g.L^{-1} en ions bromures pour apporter la dose ciblée de 50 g.m^{-2} et que la masse molaire de l'élément Br^- compose approximativement 67 % de celle du KBr, 8.3 kg de sel de KBr sont nécessaires pour chaque parcelle soit 24.9 kg pour l'ensemble des trois sols nus étudiés (Tableau VIII).

Tableau VIII : Détermination du volume d'eau considéré pour l'apport sur une parcelle et déduction des quantités de sel de KBr à peser à partir de la concentration en ions Br^- considérée pour l'apport.

Système	*Nombre de passages*	*Lame d'eau recalculée*	*Volume d'eau nécéssaire*	*Volume d'eau considéré*	*[Br^-]*	*[KBr]*	*KBr à peser*
	[-]	[L.m^{-2}]	[L]	[L]	[g.L^{-1}]	[g.L^{-1}]	[kg]
Parcelle	**6**	**4.05**	401	**450**	**12.35**	18.39	**8.3**

Concernant les cases lysimétriques, les trois passages permettant l'apport d'une lame d'eau de 3.80 L.m^{-2} sur l'ensemble du dispositif nécessite au minimum 184 L d'eau. Ce volume est finalement fixé à 250 L en prenant en compte le temps d'équilibrage et l'élimination d'air initiale du système d'irrigation et le délai engendré par l'arrêt et la remise en marche manuelle de la double rampe entre chaque aller-retour. Finalement, 4.9 kg de sel de KBr sont pesés pour permettre l'apport à hauteur de 50 g.m^{-2}, avec une eau concentrée en Br^- à hauteur de de 13.15 g.L^{-1} (Tableau IX).

Tableau IX : Détermination du volume d'eau considéré pour l'apport sur les six cases lysimétriques et déduction des quantités de sel de KBr à peser à partir de la concentration en ions Br^- considérée pour l'apport.

Système	*Nombre de passages*	*Lame d'eau recalculée*	*Volume d'eau nécéssaire*	*Volume d'eau considéré*	*[Br^-]*	*[KBr]*	*KBr à peser*
	[-]	[L.m^{-2}]	[L]	[L]	[g.L^{-1}]	[g.L^{-1}]	[kg]
Case Lysimétrique	**3**	**3.80**	184	**250**	**13.15**	19.59	**4.9**

Enfin, préalablement à l'apport, trois échantillonnages sont effectués dans l'horizon de surface de chaque parcelle étudiée dans le but d'y déterminer la présence éventuelle de bromures. Les échantillons présentent des teneurs en bromures inférieures à la limite de détection de la méthode indiquant l'absence prévisible du traceur dans le sol avant l'apport. Sur les cases lysimétriques, au vu de l'impossibilité de ralisation de prélèvement de sol propre au système, la présence éventuelle d'ions bromures est étudiée au travers de l'analyse des concentrations en Br^- dans l'eau de drainage pour des prélèvements effectués juste avant l'apport. Les résultats indiquent également l'absence du traceur avant l'apport.

Annexe 4.B

Estimation des quantités d'ions Br^- apportées sur les parcelles.

Au cours de l'apport sur les parcelles, l'estimation des quantités d'ions bromures apportées (« *TEST-A* ») est effectuée spécifiquement à chaque sol nu concerné par l'épandage du traceur au travers de l'étude (*i*) des vitesses d'avancement du pulvérisateur; (*ii*) des lames d'eau retrouvées dans les bassines qui quadrille la surface parcellaire ; (*iii*) des concentrations en bromures retrouvées dans l'eau à chaque passage.

Les résultats propres à chaque aller-retour mettent généralement en évidence une vitesse d'apport légèrement plus rapide à l'aller qu'au retour sur les trois parcelles, les différences pouvant atteindre jusque 0.07 $km.h^{-1}$ (Tableau I). L'étude des vitesses moyennes du pulvérisateur au cours de l'apport des ions Br^- sur chacune des trois parcelles indique finalement une relative stabilité de ces dernières, comprises entre 0.71 et 0.72 $km.h^{-1}$, avec l'obtention de coefficients de variation inférieurs à 4 % (Tableau I). Les erreurs relatives par rapport à la vitesse établie lors des tests réalisés avant l'apport sont également très faibles mais soulignent néanmoins le fait que l'apport semble avoir été effectué à une vitesse très légèrement inférieure à celle définie initialement.

L'étude des lames d'eau retrouvées dans les bassines disposées sur les parcelles permet de mettre en évidence le fait que les lames d'eau estimées après l'apport des ions bromures sur les trois parcelles sont le plus souvent soit légèrement supérieures soit comparables aux moyennes établies par les tests mis en place en amont (Figure I). Ces résultats peuvent en partie être expliqués par les vitesses observées durant l'apport, ces dernières étant légèrement inférieures à celles mesurées initialement (Tableau I), impliquant la pulvérisation d'une lame d'eau supérieure pour une même distance parcourue. Finalement, les lames d'eau moyennes pulvérisées sont supérieures à (*i*) 5 $L.m^{-2}$ pour les parcelles BOUE et TEMOIN ; (*ii*) 4.7 $L.m^{-2}$ sur la DVB (Tableau II). De ce fait, celles-ci sont non seulement supérieures à la lame d'eau moyenne établie par les tests effectués avant l'apport (4.45 $L.m^{-2}$) mais également à celle ciblée (4.05 $L.m^{-2}$), avec des erreurs relatives de respectivement 24.4, 16.5 et 23.6 % sur les parcelles BOUE, le DVB et le TEMOIN (Tableau II) et comprises entre -14.5 et 49.5 % selon les bassines (Tableau III).

Tableau II : Lames d'eau apportées selon la largeur des parcelles (numéros des bassines).

Numéro Bassine BOUE	*Lame d'eau* [L.m⁻²]	*CV*	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne*
1	5.82 (0.28)	4.9	43.6	15.5
2	5.54 (0.18)	3.2	36.9	10.1
3	4.78 (0.28)	5.9	18.1	-5.0
4	4 (0.48)	11.9	-1.1	-20.5
Moyenne globale	**5.04 (0.79)**	**15.6**	**24.4**	

Numéro Bassine DVB	*Lame d'eau* [L.m⁻²]	*CV*	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne*
1	5.27 (0.22)	4.1	30.2	11.7
2	5.1 (0.1)	1.9	25.8	8.0
3	4.91 (0.25)	5.1	21.2	4.0
4	3.6 (0.13)	3.5	-11.1	-23.7
Moyenne globale	**4.72 (0.71)**	**15.0**	**16.5**	

Numéro Bassine TEMOIN	*Lame d'eau* [L.m⁻²]	*CV*	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne*
1	5.93 (0.12)	2.1	46.4	18.4
2	5.24 (0.14)	2.6	29.4	4.7
3	5.02 (0.17)	3.3	24.0	0.3
4	3.84 (0.3)	7.8	-5.2	-23.4
Moyenne globale	**5.01 (0.8)**	**16.1**	**23.6**	

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la lame d'eau de 4.05 $L.m^{-2}$ initialement ciblée.

Tableau I : Étude des vitesses d'avancement du pulvérisateur lors de l'apport et comparaison à celles établies par les tests effectués en amont.

Passage BOUE	*Temps* [s]	*Vitesse d'avancement* [km.h^{-1}]	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne* [%]
Aller-1	54.4	0.72	-0.1	1.1
Retour-1	57.2	0.70	-5.0	-3.9
Aller-2	53.6	0.73	1.4	2.6
Retour-2	55.5	0.70	-2.1	-0.9
Aller-3	54.1	0.72	0.5	1.6
Retour-3	55.2	0.70	-1.5	-0.4
Moyenne globale	**55 (1.3)**	**0.72 (0.02)**	**-1.1**	

Passage DVB	*Temps* [s]	*Vitesse d'avancement* [km.h^{-1}]	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne* [%]
Aller-1	56.5	0.70	-3.8	-1.9
Retour-1	55.2	0.72	-1.5	0.4
Aller-2	52.5	0.75	3.5	5.6
Retour-2	57.8	0.69	-6.0	-4.1
Aller-3	53.8	0.74	1.0	3.0
Retour-3	57.1	0.69	-4.8	-2.9
Moyenne globale	**55.5 (2)**	**0.71 (0.03)**	**-1.9**	

Passage TEMOIN	*Temps* [s]	*Vitesse d'avancement* [km.h^{-1}]	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne* [%]
Aller-1	55.3	0.72	-1.7	0.9
Retour-1	56.9	0.70	-4.5	-1.9
Aller-2	54.3	0.73	0.1	2.8
Retour-2	56.4	0.70	-3.6	-1.1
Aller-3	55.3	0.72	-1.7	0.9
Retour-3	56.7	0.70	-4.1	-1.6
Moyenne globale	**55.8 (1)**	**0.71 (0.01)**	**-2.6**	

	Vitesse d'avancement [km.h^{-1}]	CV [%]	Erreur relative [%]
Test pré-apport	0.73 (0.03)	4.0	/
BOUE	0.72 (0.02)	2.3	-1.1
DVB	0.72 (0.03)	3.7	-1.9
TEMOIN	0.71 (0.01)	1.8	-2.6

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la vitesse de 0.73 km.h^{-1} initialement ciblée.

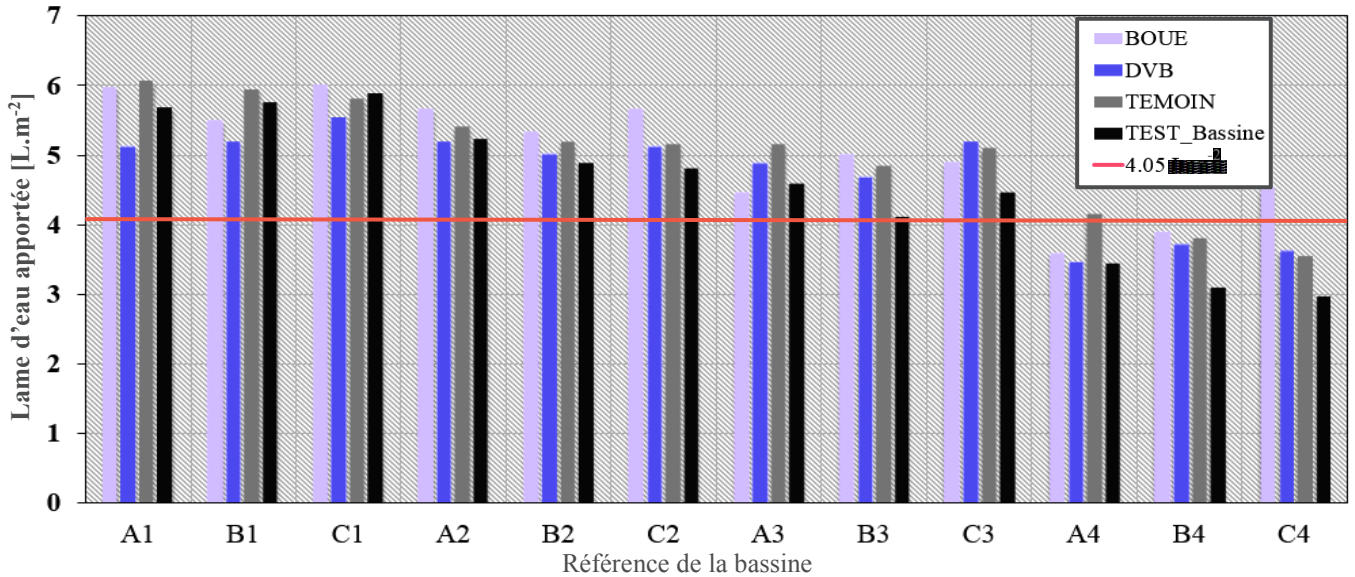


Figure I : Lames d'eau retrouvées dans chaque bassine disposées sur chacune des trois parcelles lors de l'apport.

Tableau III : Lames d'eau retrouvées dans chaque bassine disposée de façon à quadriller la surface parcellaire lors de l'apport des ions bromures le 18/02/2013.

Référence Bassine BOUE	*Lame d'eau* [L.m^{-2}]	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne* [%]
A_1	5.96	47.1	18.3
B_1	5.49	35.6	9.0
C_1	6.00	48.1	19.1
A_2	5.65	39.4	12.1
B_2	5.34	31.7	5.9
C_2	5.65	39.4	12.1
A_3	4.46	10.2	-11.4
B_3	4.99	23.3	-0.9
C_3	4.90	21.0	-2.8
A_4	3.59	-11.4	-28.8
B_4	3.90	-3.7	-22.6
C_4	4.52	11.7	-10.2
Moyenne globale	**5.04 (0.79)**	**24.4**	

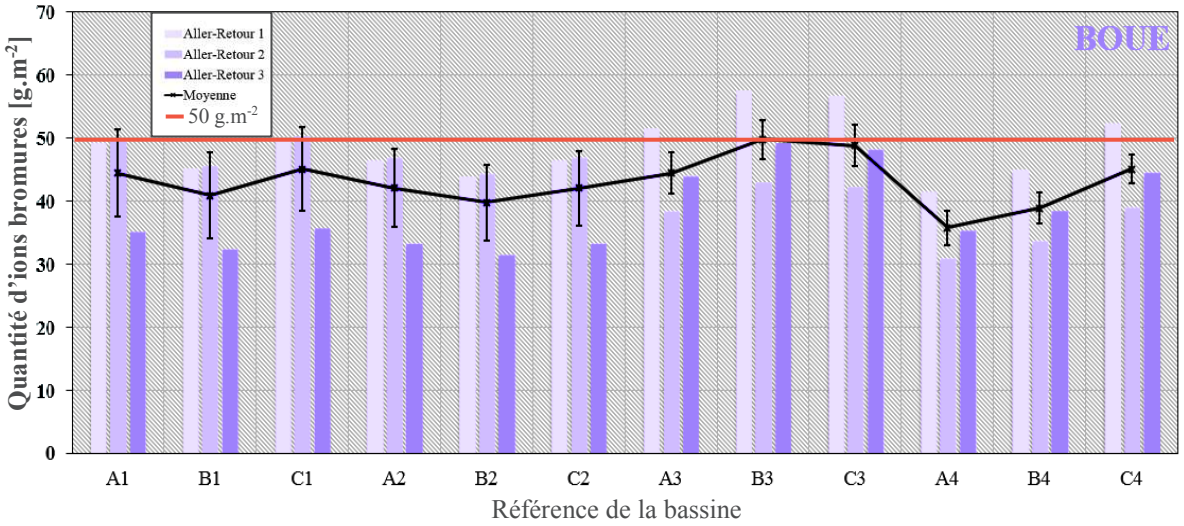
Référence Bassine DVB	*Lame d'eau* [L.m^{-2}]	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne* [%]
A_1	5.12	26.3	8.4
B_1	5.18	27.9	9.8
C_1	5.52	36.4	17.0
A_2	5.18	27.9	9.8
B_2	4.99	23.3	5.8
C_2	5.12	26.3	8.4
A_3	4.87	20.2	3.1
B_3	4.68	15.6	-0.8
C_3	5.18	27.9	9.8
A_4	3.46	-14.5	-26.6
B_4	3.71	-8.3	-21.3
C_4	3.62	-10.6	-23.3
Moyenne globale	**4.72 (0.71)**	**16.5**	

Référence Bassine TEMOIN	*Lame d'eau* [L.m^{-2}]	*Erreur relative* [%]	*Écart à la moyenne* [%]
A_1	6.05	49.5	20.9
B_1	5.93	46.4	18.4
C_1	5.80	43.3	15.9
A_2	5.40	33.3	7.8
B_2	5.18	27.9	3.4
C_2	5.15	27.1	2.8
A_3	5.15	27.1	2.8
B_3	4.84	19.4	-3.4
C_3	5.09	25.6	1.6
A_4	4.15	2.5	-17.1
B_4	3.81	-6.0	-24.0
C_4	3.56	-12.2	-29.0
Moyenne globale	**5.01 (0.8)**	**23.6**	

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses. L'erreur relative est calculée par rapport à lame d'eau de 4.05 L.m^{-2} initialement ciblée.

Tableau V : Quantités d'ions bromures apportées sur chaque parcelle et pour chacun des trois allers-retours.

Référence Bassine BOUE	*Aller-Retour 1* [g.m^{-2}]	*Aller-Retour 2* [g.m^{-2}]	*Aller-Retour 3* [g.m^{-2}]	*Moyenne* [g.m^{-2}]
A_1	48.9	49.3	34.9	**44.4 (8.2)**
B_1	45.1	45.4	32.2	**40.9 (7.5)**
C_1	49.7	50.1	35.5	**45.1 (8.3)**
A_2	46.4	46.7	33.1	**42.1 (7.8)**
B_2	43.8	44.1	31.3	**39.7 (7.3)**
C_2	46.4	46.7	33.1	**42.1 (7.8)**
A_3	51.4	38.3	43.7	**44.5 (6.6)**
B_3	57.5	42.8	48.9	**49.7 (7.3)**
C_3	56.4	42.0	48.0	**48.8 (7.2)**
A_4	41.3	30.8	35.2	**35.7 (5.3)**
B_4	44.9	33.5	38.2	**38.9 (5.7)**
C_4	52.1	38.8	44.3	**45.1 (6.7)**
Minimum	**41.3 [A_4]**	**30.8 [A_4]**	**31.3 [B_2]**	**35.7 [A_4]**
Maximum	**57.5 [B_3]**	**50.1 [C_1]**	**48.9 [B_3]**	**49.7 [B_3]**
Moyenne	**48.6 (5)**	**42.4 (6)**	**38.2 (6.3)**	**43.1 (7.1)**
CV [%]	**10.2**	**14.2**	**16.6**	**16.6**
Erreur relative [%]	**-2.7**	**-15.2**	**-23.6**	**-13.9**



Référence Bassine	*Aller-Retour 1*	*Aller-Retour 2*	*Aller-Retour 3*	*Moyenne*
DVB		[g.m^{-2}]		
A_1	50.5	44.5	40.3	**45.1 (5.1)**
B_1	51.1	45.0	40.8	**45.6 (5.2)**
C_1	54.5	48.0	43.5	**48.7 (5.5)**
A_2	51.1	45.0	40.8	**45.6 (5.2)**
B_2	49.3	43.4	39.3	**44 (5)**
C_2	50.5	44.5	40.3	**45.1 (5.1)**
A_3	60.9	43.0	51.4	**51.8 (9)**
B_3	58.6	41.4	49.5	**49.8 (8.6)**
C_3	64.8	45.8	54.7	**55.1 (9.5)**
A_4	43.4	30.6	36.6	**36.9 (6.4)**
B_4	46.5	32.8	39.2	**39.5 (6.8)**
C_4	45.3	32.0	38.3	**38.5 (6.7)**
Minimum	**43.4 [A_4]**	**30.6 [A_4]**	**36.6 [A_4]**	**36.9 [A_4]**
Maximum	**64.8 [C_3]**	**48.0 [C_1]**	**54.7 [C_3]**	**55.1 [C_3]**
Moyenne	**52.2 (6.4)**	**41.3 (6)**	**42.9 (5.8)**	**45.5 (7.6)**
CV [%]	**12.3**	**14.5**	**13.4**	**16.8**
Erreur relative [%]	**4.4**	**-17.3**	**-14.2**	**-9.0**

Référence Bassine	*Aller-Retour 1*	*Aller-Retour 2*	*Aller-Retour 3*	*Moyenne*
TEMOIN		[g.m^{-2}]		
A_1	64.2	52.1	52.3	**56.2 (6.9)**
B_1	62.8	51.0	51.2	**55 (6.8)**
C_1	61.5	49.9	50.1	**53.9 (6.6)**
A_2	57.2	46.4	46.6	**50.1 (6.2)**
B_2	54.9	44.5	44.8	**48.1 (5.9)**
C_2	54.6	44.3	44.5	**47.8 (5.9)**
A_3	44.9	42.7	49.3	**45.6 (3.3)**
B_3	42.2	40.1	46.3	**42.9 (3.1)**
C_3	44.4	42.2	48.7	**45.1 (3.3)**
A_4	36.2	34.4	39.7	**36.8 (2.7)**
B_4	33.2	31.6	36.4	**33.7 (2.5)**
C_4	31.1	29.5	34.0	**31.5 (2.3)**
Minimum	**31.1 [C_4]**	**29.5 [C_4]**	**34.0 [C_4]**	**31.5 [C_4]**
Maximum	**64.2 [A_1]**	**52.1 [A_1]**	**52.3 [A_1]**	**56.2 [A_1]**
Moyenne	**48.9 (11.8)**	**42.4 (7.4)**	**45.3 (5.8)**	**45.5 (8.9)**
CV [%]	**24.1**	**17.4**	**12.9**	**19.5**
Erreur relative [%]	**-2.1**	**-15.2**	**-9.3**	**-8.9**

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
Les chiffres et les lettres entre crochets renvoient à la référence d'une bassine.
L'erreur relative est calculée par rapport à la dose d'apport de 50 g.m^{-2} initialement ciblée.

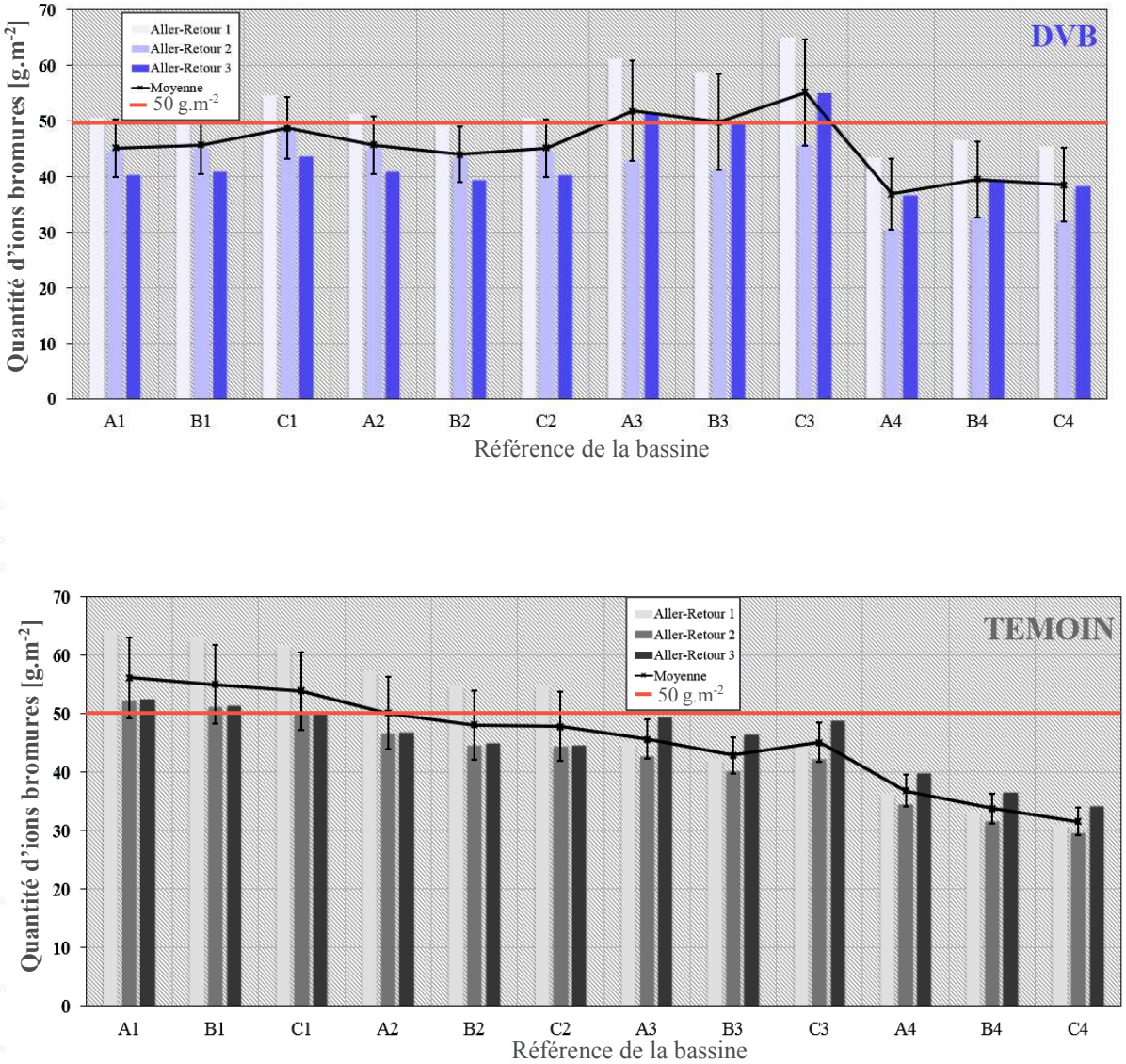


Figure II : Quantités d'ions bromures apportées sur chaque parcelle et pour chacun des trois allers-retours

En outre, les diminutions des lames d'eau apportées selon la largeur des parcelles soulignées lors des tests, et entrainées par le phénomène de perte de charge le long de la rampe de pulvérisation, sont également observées durant l'apport. En effet, les lames d'eau retrouvées sur les parcelles suivent constamment l'ordre suivant selon le numéro des bassines : 1 > 2 > 3 >> 4 (Tableau II). Ceci confirme les hétérogénéités d'apport attendues selon la largeur des parcelles avec des lames d'eau croissantes retrouvées au fur et à mesure que la bassine est située de plus en plus proche pulvérisateur. De plus, les écarts-types associés aux lames d'eau moyennes des bassines qui portent un même numéro sont relativement faibles avec des coefficients de variation maximaux inférieurs à 12 %, mettant en évidence un apport relativement homogène selon la longueur de la parcelle (Tableau II). Enfin, nous remarquons, au travers des lames d'eau retrouvées dans les bassines numéro 4, que seul un quart de la surface des parcelles concernée par l'apport semble avoir reçu une lame d'eau inférieure à celle établie suite à l'étude de la vitesse d'avancement et du débit des buses (4.05 $L.m^{-2}$), les trois quarts restants ayant reçu entre 0.41 et 2.00 $L.m^{-2}$ supplémentaires selon la parcelle (Tableau III)

En complément de la détermination des lames d'eau apportées, des prélèvements sont également effectués sur chaque parcelle, entre chaque passage du pulvérisateur et donc en dehors de la zone d'apport. Ceux-ci permettent l'étude des concentrations en bromure retrouvées dans l'eau pour chacun des trois allers-retours et selon deux zones situées (*i*) du côté du pulvérisateur, caractérisant les teneurs en bromure des lames d'eau des bassines numérotées 1 et 2 ; (*ii*) à proximité du bout de la rampe, caractérisant les teneurs en bromure des lames d'eau des bassines portant les numéros 3 et 4.

Tableau IV : Concentrations en bromure retrouvées dans l'eau à différents instants de l'apport pour une localisation du prélèvement proche du pulvérisateur ou en bout de rampe.

Aller-Retour / Localisation	*BOUE*	*DVB* [$g.L^{-1}$]	*TEMOIN*
1 / Pulvérisateur	8.2	9.9	10.6
1 / Bout de Rampe	11.5	12.5	8.7
2 / Pulvérisateur	8.3	8.7	8.6
2 / Bout de Rampe	8.6	8.8	8.3
3 / Pulvérisateur	5.9	7.9	8.6
3 / Bout de Rampe	9.8	10.6	9.6
Moyenne globale	**8.7 (1.9)**	**9.7 (1.7)**	**9.1 (0.9)**
CV [%]	**21.6**	**17.1**	**9.5**
Erreur relative [%]	**-29.5**	**-21.2**	**-26.5**

Localisation	*BOUE*	*DVB* [$g.L^{-1}$]	*TEMOIN*
Pulvérisateur	7.4 (1.4)	8.8 (1)	9.3 (1.1)
Bout de Rampe	10 (1.5)	10.6 (1.8)	8.9 (0.7)

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la concentration en ions Br- de 12.35 $g.L^{-1}$ initialement ciblée.

Nous remarquons que les concentrations moyennes en bromure sont inférieures de plus de 21 % à celle attendues (12.35 $g.L^{-1}$), avec respectivement des teneurs de 8.7, 9.7 et 9.1 $g.L^{-1}$ obtenues après analyse au laboratoire de l'ensemble des échantillons prélevés sur les parcelles BOUE, DVB et TEMOIN (Tableau IV). Une première hypothèse pouvant expliquer l'origine des différences constatées est liée à la précision discutable avec laquelle est repérée la quantité d'eau dans la cuve du pulvérisateur. En effet, le volume d'eau est indiqué par un niveau et peut donc être entaché d'une erreur de plusieurs dizaines de litres qui a pu entrainer une dilution trop importante du sel de KBr dans la cuve, cette dernière ne pouvant toutefois pas justifier à elle seule les erreurs relatives supérieures à 20 % retrouvées au final.

L'hypothèse d'une agitation non optimale de l'eau dans la cuve, entrainant une homogénéisation approximative du sel de bromure de potassium, est également avancée au vu des différences de concentration en bromure observées dans l'eau pour une même parcelle, non seulement entre les trois allers-retours, mais aussi selon la localisation du prélèvement effectué pour un même aller-retour. Des disparités de l'ordre de plusieurs $g.L^{-1}$ sont effectivement constatées, notamment pour les parcelles amendées qui présentent des écarts-types supérieurs à 1.6 $g.L^{-1}$, ce qui représente près du double de celui de la parcelle TEMOIN (Tableau IV).

Au travers des lames d'eau retrouvées au terme de l'apport et des concentrations en bromure obtenues après analyse des prélèvements d'eau effectués lors de chaque passage, les quantités de bromure apportées peuvent être estimées spécifiquement à chaque parcelle d'intérêt et selon chaque aller-retour (Figures II et III et Tableau V et VI). Nous constatons que (*i*) les estimations des quantités moyennes en ions bromures apportées sont quasiment toutes inférieures à la dose d'apport ciblée et plus précisément comprises entre 38.2 et 52.2 $g.m^{-2}$ soit des erreurs relatives de respectivement -23.6 et 4.4 %. De plus, les coefficients de variation sur les moyennes sont compris entre 10.2 et 24.1 % et correspondent à des écarts-types de respectivement 5.0 et 11.8 $g.m^{-2}$; (*ii*) les quantités maximales de bromure sont souvent retrouvées dans les bassines qui portent le numéro 1, notamment pour la parcelle TEMOIN, soulignant les affirmations établies ci-dessus quant à la lame d'eau plus importante pulvérisée par les buses situées près du pulvérisateur. Toutefois, dans le cas des parcelles amendées, nous observons que les quantités de bromure les plus importantes sont retrouvées dans les bassines qui portent le numéro 3 (Figure III et Tableau VI). En effet, les lames d'eau légèrement inférieures obtenues d'après les estimations effectuées (Tableau II) sont compensées par les concentrations en bromure retrouvées dans l'eau, ces dernières étant finalement plus élevées en bout de rampe qu'à proximité du pulvérisateur (Tableau IV) ; (*iii*) les quantités minimales de bromures sont constamment retrouvées dans les bassines portant le numéro 4, les concentrations souvent plus importantes retrouvées dans l'eau prélevée en bout de rampe n'étant pas suffisantes pour totalement compenser le phénomène de perte de charge observé le long de la rampe de pulvérisation.

Tableau VI : Quantités de bromure apportées selon les largeurs des parcelles (numéros des bassines).

Référence Bassine	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
		[$g.m^{-2}$]	
1	43.4 (7.2)	46.5 (4.9)	55 (6)
2	41.3 (6.7)	44.9 (4.5)	48.6 (5.3)
3	47.7 (6.6)	52.2 (8.2)	44.5 (3.1)
4	39.9 (6.6)	38.3 (5.9)	34 (3.1)
Minimum	**30.8 [A_4]**	**30.6 [A_4]**	**29.5 [C_4]**
Maximum	**57.5 [B_3]**	**64.8 [C_3]**	**64.2 [A_1]**
Moyenne	**43.1 (7.1)**	**45.5 (7.6)**	**45.5 (8.9)**
CV [%]	**16.6**	**16.8**	**19.5**
Erreur relative [%]	**-13.9**	**-9.0**	**-8.9**

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
Les chiffres et les lettres entre crochets renvoient à la référence d'une bassine.
L'erreur relative est calculée par rapport à la dose d'apport de 50 $g.m^{-2}$ initialement ciblée.

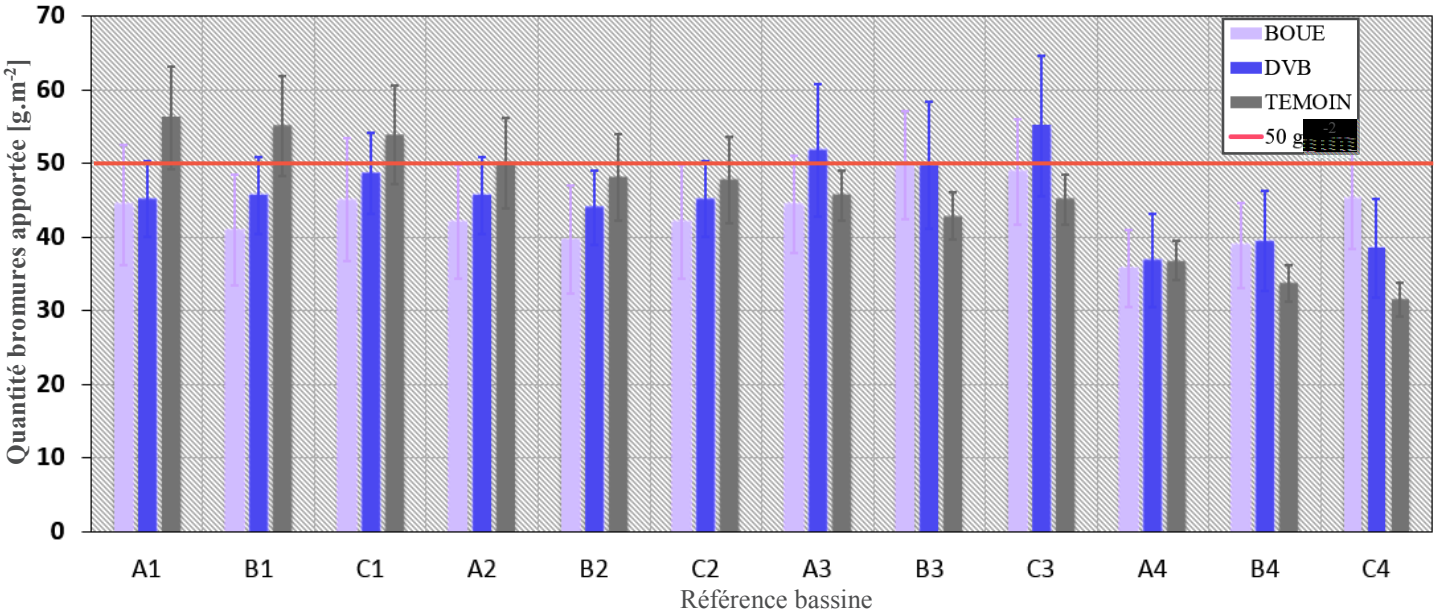


Figure III : Quantités d'ions bromures apportées calculées selon les lames d'eau retrouvées dans chaque bassine et les concentrations en bromure établies pour chaque aller-retour.

Les quantités moyennes de bromures estimées au travers du « *TEST-A* » diffèrent finalement peu entre parcelles et l'ordre croissant suivant est obtenu : BOUE (43.1) < DVB (45.5) ≈ TEMOIN (45.5 $g.m^{-2}$), les erreurs relatives par rapport à la valeur d'apport ciblée étant comprises entre -13.9 et -8.9 %. Enfin, les écarts-types associées aux moyennes sont également comparables et compris entre 7.1 et 8.9 $g.m^{-2}$ (16.6 < CV < 19.5 %, Tableau VI)

Une fois l'apport effectué sur les parcelles, un test visant à évaluer l'hétérogénéité de l'apport et caractériser la présence de bromures sous l'horizon labouré (« *TEST-H* » ;) est réalisé le 27/02/2013, soit neuf jours après ce dernier et cinq jours après le travail du sol. À noter qu'entre le 18/02/2013 et le 27/02/2013, aucun épisode pluvieux n'a été constaté tandis que l'évaporation réelle (E_s) moyenne journalière a été de 0.86 mm et la température moyenne de -0.20 °C. Un quadrillage de chaque parcelle est mis en place et comprend (*i*) treize échantillonnages dans l'horizon labouré LAca (0–28 cm) effectués à l'aide d'une pelle à main pour étudier la variabilité des teneurs en bromure dans l'horizon de surface (0-28 cm) après un travail du sol ; (ii) douze autres dans celui directement sous-jacents ASca (28–40 cm) opérés à l'aide d'une gouge et permettant d'étudier la présence de bromures sous l'horizon labouré (28-40 cm) quelques jours après l'apport et en l'absence d'épisode pluvieux entre l'apport et le prélèvement d'échantillons.

En outre, deux échantillonnages sont réalisés dans l'horizon de surface à proximité de l'instrumentation, correspondant aux numéros 12, 1 et 9 respectivement pour les parcelles BOUE, DVB et TEMOIN (Figure IV). À noter que les prélèvements sont constamment effectués au minimum 2 m à l'intérieur des parcelles, principalement pour éviter d'additionner les hétérogénéités d'apport attendues en bordure des parcelles à celles induites par l'étape de travail du sol.



Image I : Prélèvement effectué dans le cadre du « *TEST_H* ».

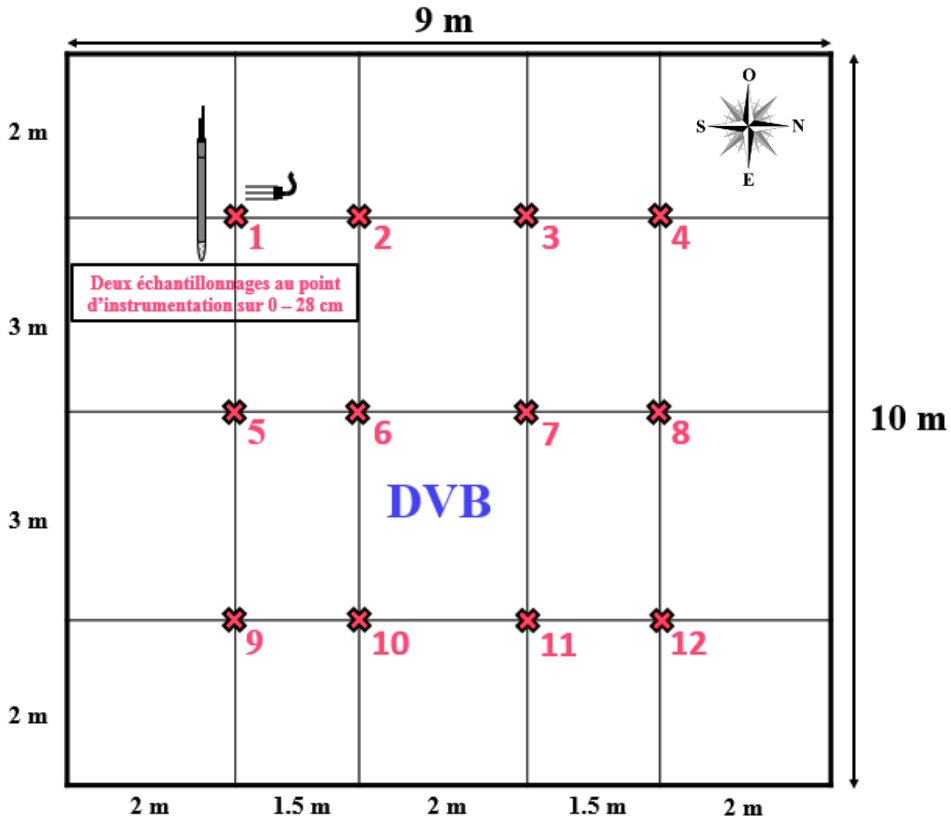


Figure IV : Quadrillage mis en place sur la parcelle DVB pour les échantillonnages permettant d'étudier les hétérogénéités des teneurs en bromures retrouvées post apport (« *TEST_H* »).

Finalement, comme attendu, nous observons une très forte hétérogénéité dans la distribution des quantités de bromure dans l'horizon de surface. En effet, nous remarquons que les écarts-types sont comparables ou supérieurs aux moyennes retrouvées, correspondant ainsi à des coefficients de variation relativement proches et compris entre 92.8 et 124.8 % (Tableaux VII). Des différences supérieures à 110 $g.m^{-2}$ sont constatées entre les valeurs extrêmes des quantités de bromure retrouvées dans l'horizon de surface. De plus, celles observées pour des sondages effectués à quelques centimètres l'un de l'autre et à proximité de l'instrumentation peuvent présenter des écarts de l'ordre de 100 $g.m^{-2}$ (DVB et TEMOIN) ou au contraire être très proches (BOUE ; cf. Tableau VII), mettant en avant la très forte hétérogénéité de la distribution des solutés dans un horizon de surface (LAca) fraichement labouré. Toutefois et malgré l'hétérogénéité très importante, les teneurs moyennes en bromure retrouvées dans l'horizon travaillé sont proches pour les trois parcelles avec l'ordre croissant suivant : DVB (35.3) < TEMOIN (39.5) < BOUE (43.4 $g.m^{-2}$) et l'absence de différence statistique significative observée ($p > 0.1$) suite à la mise en place d'une ANOVA. Par conséquent, ces dernières restent relativement cohérentes par rapport à la valeur d'apport ciblée (50 $g.m^{-2}$), avec des erreurs relatives comprises entre -29.5 et -13.3 %, et par rapport à celles estimées pour chaque parcelle au travers du « *TEST-A* » (Tableau VI) avec un écart maximum d'approximativement 10 $g.m^{-2}$ constaté pour la parcelle DVB.

Enfin, alors que des teneurs moyennes en bromure de l'ordre de 0.4 $g.m^{-2}$ sont retrouvées sous l'horizon travaillé des parcelles DVB et TEMOIN, des quantités moyennes proches 7 $g.m^{-2}$ sont mesurées sous l'horizon de surface de la parcelle BOUE, avec 10 échantillons sur 12 qui présentent des teneurs supérieures à 2 $g.m^{-2}$ contre aucun pour les deux autres parcelles. Une différence statistique très significative ($p < 0.001$) est par conséquent observée au travers de l'ANOVA et du test *post-hoc* de Bonferroni mis en place ($\alpha = 0.05$)

(Tableau VII). Les parcelles DVB et TEMOIN n'étant pas situées dans le même alignement d'est en ouest que la parcelle BOUE, la mise en place d'un labour légèrement plus profond sur cette dernière semble constituer une hypothèse probable permettant d'expliquer la présence de ces teneurs significativement plus élevées sur 28-40 cm pour une grande majorité des échantillons analysés.

Tableau VII : Quantité d'ions bromures retrouvées sur chaque parcelle dans le cadre du « *TEST-H* » et résultats des tests statistiques associés.

Numéro prélèvement	*0 - 28 cm*	*28 - 40 cm*
BOUE	[g.m^{-2}]	
1	37.8	15.8
2	128.6	9.1
3	31.0	22.4
4	9.1	2.7
5	117.2	9.9
6	7.9	7.4
7	11.0	2.4
8	306.3	3.4
9	11.7	0.6
10	26.9	2.4
11	37.1	1.2
12-I	52.9	2.1
12-I*	49.2	/
Moyenne brute	63.6 (82.5)	
Moyenne	43.4 (40.3)	6.6 (6.7)
CV [%]	92.8	101.8
Erreur relative [%]	-13.3	/

Numéro prélèvement	*0 - 28 cm*	*28 - 40 cm*
DVB	[g.m^{-2}]	
1-I	29.1	0.5
1-I*	113.5	/
2	4.5	0.0
3	0.7	0.2
4	18.5	0.3
5	41.6	1.9
6	64.3	0.1
7	2.9	0.1
8	68.1	0.0
9	26.9	0.1
10	71.9	0.7
11	9.1	0.2
12	7.6	0.7
Moyenne	35.3 (34.7)	0.4 (0.5)
CV [%]	98.4	98.4
Erreur relative [%]	-29.5	/

Numéro prélèvement	*0 - 28 cm*	*28 - 40 cm*
TEMOIN	[g.m^{-2}]	
1	151.3	0.7
2	11.7	0.4
3	45.4	0.1
4	21.6	0.3
5	105.9	0.5
6	41.6	0.8
7	0.8	0.5
8	0.7	0.8
9-I	102.1	0.6
9-I*	4.5	/
10	18.9	0.1
11	4.5	0.1
12	3.8	0.1
Moyenne	39.5 (49.2)	0.4 (0.3)
CV [%]	124.8	71.4
Erreur relative [%]	-21.1	

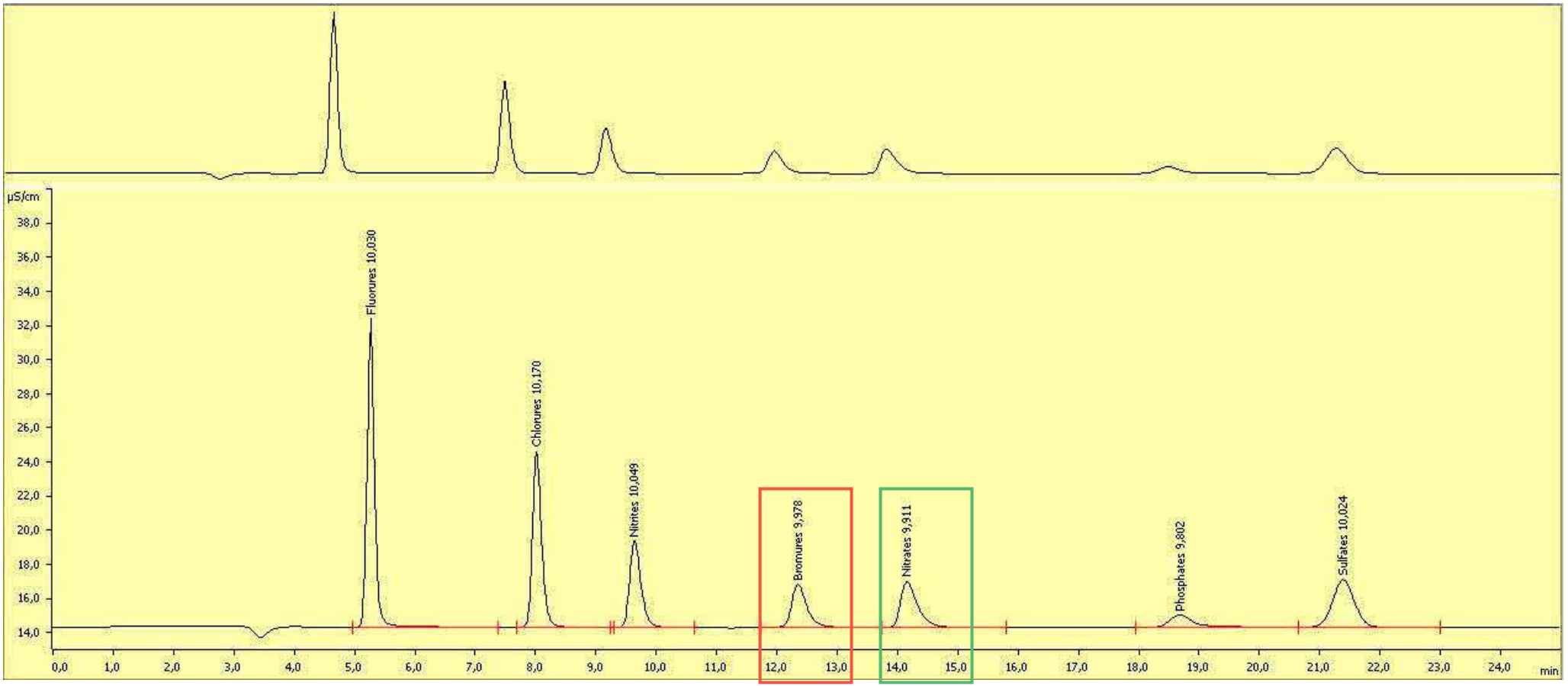
Profondeur	*Données brutes*	*Données modifiées*
0 - 28 cm	-	-
28 - 40 cm	***	/

Post-hoc Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
28 - 40 cm	a	b	b

* Deux prélèvements sont effectués à proximité de l'instrumentation dans l'horizon de surface.
La valeur en rouge observée pour le prélèvement 8 sur la parcelle BOUE n'a pas été considérée pour le calcul de la **Moyenne**.

Annexe 4.C

Chromatogramme indiquant le temps de rétention des ions bromures et nitrates dans la colonne analytique qui permet la séparation des anions par chromatographie ionique.



Annexe 4.D

Estimation des quantités d'ions Br^- apportées sur les cases.

Comme sur les parcelles, l'estimation de la lame d'eau apportée est réalisée à travers la disposition de bassines sur la zone de pulvérisation. Ces dernières sont situées avant et après chaque case et permettent l'étude des lames d'eau retrouvées pour chacune d'entre elles. Nous remarquons la présence de disparités très importantes avec des lames d'eau comprises entre 0.44 (C_1 ; Case 5) et 8.11 $L.m^{-2}$ (A_3 ; Case 1) et des erreurs relatives très élevées par rapport à celle ciblée (3.80 $L.m^{-2}$) et respectivement comprises entre -88.5 et 113.5 % (Figure I et Tableau I). La lame d'eau moyenne retrouvée (4.67 $L.m^{-2}$) est finalement bien supérieure à celle ciblée avec une erreur relative d'environ 23 % et associée à un coefficient de variation de plus de 57 %. Cependant, il est utile de préciser que de nombreux problèmes rencontrés durant l'apport ont biaisé les estimations des lames d'eau avec (*i*) de fortes rafales de vents constatées à certains moments de la pulvérisation et ayant eu une influence considérable sur la déviation du jet d'eau des buses. Des imprécisions non négligeables sur les lames d'eau retrouvées dans les bassines ont donc été entrainées, sachant que des différences de quelques dizaines de mL peuvent être à l'origine d'écart pouvant atteindre plusieurs $L.m^{-2}$; (*ii*) les prélèvements d'eau pour analyse des concentrations en bromure ayant été effectués avant et après chaque case lysimétrique et pour chaque aller et retour de la rampe, des échantillonnages ont vraisemblablement été opérés au-dessus des bassines par inadvertance. Des sous-estimations dans la mesure de certaines lames d'eau des bassines localisées à proximité des prélèvements sont par conséquent engendrées (A_4, B_3, C_1, C_2), tandis que d'autres ne semblent pas avoir été impactées (A_2, C_3).

Finalement, l'estimation des lames d'eau aurait probablement été moins biaisée en disposant les bassines directement sur les cases lysimétriques, bien que le vent, présent à certains moments de la manipulation, soit de toute façon à l'origine d'imprécisions notables sur les résultats obtenus. Néanmoins, d'autres facteurs pourraient être à l'origine des écarts constatés par rapport à la lame d'eau ciblée. En effet, faute de personnel suffisant, la stabilité de la vitesse d'avancement de la double rampe n'a pu être vérifiée au cours de l'apport sur les cases contrairement à celle du pulvérisateur sur les parcelles. De plus, un débit variable des buses au cours de l'apport peut également expliquer en partie les différences observées entre bassines selon la longueur, bien que cela reste finalement peu probable au vu des faibles différences de débit constatées lors des tests réalisés en amont de l'apport (Annexe 4.A) et de l'absence de variations notables de pression lues sur le manomètre du pulvérisateur au cours de l'apport.

En outre, des prélèvements d'eau sont effectués avant et après chaque case et ce pour chacun des trois passages effectués dans le cadre de l'apport, les concentrations en bromure dans l'eau pouvant donc être déterminées pour chaque case, selon les deux prélèvements qui l'encadre.

Tableau I : Lames d'eau retrouvées dans chaque bassine et donc pour chaque case lysimétrique et comparaisons avec l'objectif d'apport de 3.80 L.m^{-2}.

Case étudiée	*Référence Bassine*	*Lame d'eau* [L.m^{-2}]	*Erreur relative* [%]	*Ecart à la moyenne* [%]
1 - TEMOIN	A_1	6.05	59.3	29.5
1 - TEMOIN	A_3	8.11	113.5	73.5
2 - DVB	A_2	7.02	84.7	50.2
2 - DVB	B_1	7.11	87.2	52.2
3 - BOUE	A_4	1.25	-67.2	-73.3
3 - BOUE	B_2	6.61	74.1	41.5
4 - TEMOIN	B_3	2.65	-30.2	-43.3
4 - TEMOIN	B_4	4.90	28.9	4.8
5 - DVB	C_1	0.44	-88.5	-90.7
5 - DVB	C_3	3.62	-4.8	-22.6
6 - BOUE	C_2	1.47	-61.4	-68.6
6 - BOUE	C_4	6.86	80.6	46.8
Moyenne globale		**4.67 (2.68)**		
CV [%]		**57.3**		
Erreur relative [%]		**23.0**		

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la par rapport à lame d'eau de 3.80 L.m^{-2} initialement ciblée.

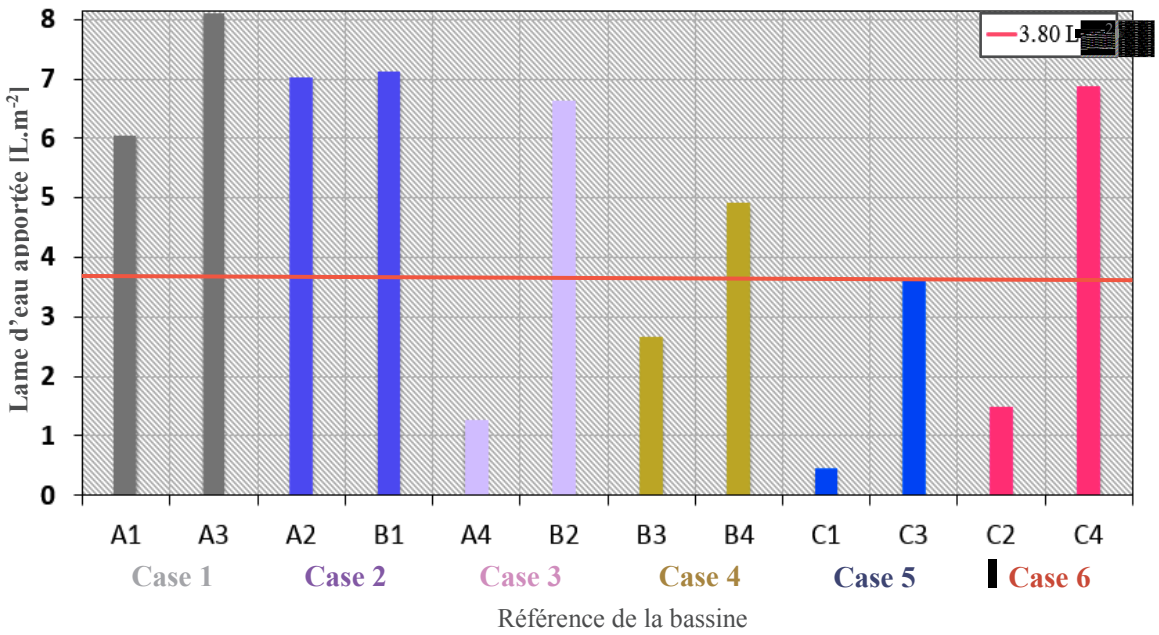


Figure I : Lame d'eau retrouvée dans les différentes bassines après l'apport des bromures sur le dispositif de cases lysimétriques et comparaison par rapport à

Tableau II : Concentrations en bromures retrouvées dans l'eau pour des échantillonnages effectués entre chaque case et pour chacun des trois passages.

Case étudiée	*Référence Bassine*	*[Br$^-$] Passage 1* [g.L^{-1}]	*[Br$^-$] Passage 2* [g.L^{-1}]	*[Br$^-$] Passage 3* [g.L^{-1}]	*Moyenne* [g.L^{-1}]
1 - TEMOIN	A_1	11.4	13.6	11.4	12.1 (1.3)
1 - TEMOIN	A_3	11.9	12.0	12.6	12.2 (0.4)
2 - DVB	A_2	11.9	12.0	12.6	12.2 (0.4)
2 - DVB	B_1	11.1	13.3	13.3	12.6 (1.3)
3 - BOUE	A_4	11.1	13.3	13.3	12.6 (1.3)
3 - BOUE	B_2	11.2	13.8	11.8	12.3 (1.4)
4 - TEMOIN	B_3	11.6	12.1	13.8	12.5 (1.1)
4 - TEMOIN	B_4	8.7	11.6	12.1	10.8 (1.8)
5 - DVB	C_1	8.7	11.6	12.1	10.8 (1.8)
5 - DVB	C_3	12.1	11.1	13.9	12.4 (1.4)
6 - BOUE	C_2	12.1	11.1	13.9	12.4 (1.4)
6 - BOUE	C_4	10.3	14.1	12.4	12.3 (1.9)
Moyenne globale		**11 (1.1)**	**12.7 (1.1)**	**12.7 (0.9)**	**12.1 (1.3)**
CV [%]		**9.9**	**8.9**	**7.3**	**10.6**
Erreur relative [%]		**-16.1**	**-3.4**	**-3.7**	**-7.8**

Tableau III : Concentration moyenne en bromure dosée dans l'eau d'apport.

Case étudiée	*Référence Bassine*	*Moyenne [Br$^-$]* [g.L^{-1}]	*Erreur relative* [%]
1 - TEMOIN	A_1 - A_3	12.2 (0.8)	-7.6
2 - DVB	A_2 - B_1	12.4 (0.9)	-6.0
3 - BOUE	A_4 - B_2	12.4 (1.2)	-5.6
4 - TEMOIN	B_3 - B_4	11.6 (1.7)	-11.5
5 - DVB	C_1 - C_3	11.6 (1.7)	-12.1
6 - BOUE	C_2 - C_4	12.3 (1.5)	-6.4
Moyenne globale		**12.1 (1.3)**	
CV [%]		**10.6**	
Erreur relative [%]		**-7.8**	

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la concentration en ions Br- de 13.15 g.L^{-1} initialement ciblée.

Finalement, les teneurs en bromure retrouvées dans l'eau pulvérisée sont comprises entre 8.7 et 14.1 $g.L^{-1}$ (Tableau II), les moyennes et les erreurs relatives pour les trois passages étant quant à elles comprises entre 11.6 (-12.1 % ; Case 5-DVB) et 12.4 $g.L^{-1}$ (-5.6 % ; Case 3-BOUE) selon chaque case (Tableau III). Nous remarquons en outre que la concentration moyenne en bromure dosée dans l'eau du premier passage est inférieure de plus de 1.5 $g.L^{-1}$ à celle des deux autres, indiquant par conséquent une homogénéisation imparfaite du sel de KBr dans la cuve du pulvérisateur avec une eau moins concentrée au début de la manipulation. Les teneurs en bromures sont finalement relativement proches de la valeur ciblée (13.15 $g.L^{-1}$), avec une concentration moyenne de 12.1 $g.L^{-1}$ associée à un écart-type de 1.3 $g.L^{-1}$ (CV < 11 %) et une erreur relative supérieure à -8 % (Tableau III). Bien qu'une dilution légèrement trop importante du sel de KBr semble également avoir été engendrée par la prise en compte d'un volume d'eau supérieur à celui prévu pour l'apport (250 L), celle-ci reste bien plus faible que celle quantifiée sur les parcelles (Annexe 4.C)

Les études effectuées sur les lames d'eau et les teneurs en bromure pour chaque passage nous permettent d'estimer les quantités de bromure apportées spécifiquement à chaque case lysimétrique selon les références du couple de bassines qui l'encadre. Au vu des imprécisions engendrées concernant la détermination des lames d'eau, les différences entre cases sont très marquées avec des quantités de bromure comprises entre 24.7 (Case 5-DVB) et 87.3 $g.m^{-2}$ (Case 2-DVB) et des écarts-types associés également importants (Figure II et Tableaux IV et V). Bien que les quantités moyennes de bromure retrouvées pour l'apport sur l'ensemble des six cases soient au final comprises entre 50 et 60 $g.m^{-2}$, les écarts-types supérieurs à 30 $g.m^{-2}$ entraînent des coefficients de variation compris entre 55 et 60 %. Par conséquent, ces estimations ne seront pas considérées dans la suite de l'étude au vu des biais importants qui leurs sont associés, mais nous conserverons à l'esprit que les concentrations en bromure dans l'eau pulvérisée sont relativement proches de celles ciblées pour l'apport d'une quantité de traceur à hauteur de 50 $g.m^{-2}$.

Enfin, s'il aurait bien sûr été préférable de pouvoir estimer précisément les quantités en bromure apportées, l'étude sur un système de cases lysimétriques implique une récupération de la totalité de l'eau de drainage en sortie des cases. La mise en place de compteurs de débit quelques jours après l'apport (Chapitre 2) a ainsi assuré un suivi précis des drainages propres à chaque case tandis que la méthode de récupération de l'eau drainée au travers d'un sous-échantillonnage dans des flacons de récupération de 2 à 5 L selon le rythme de drainage (Annexe 5.A) a permis d'éviter des débordements fréquents qui auraient pu biaiser le bilan de masse du bromures ayant transité par les cases lysimétriques. Par conséquent, le suivi minutieux des flux de bromure observés expérimentalement et les résultats obtenus par modélisation à l'aide d'HYDRUS-1D permettront logiquement de remonter aux doses initialement apportées spécifiquement à chaque case lysimétrique. Nous pourrons donc étudier les différences de quantités retrouvées selon l'alignement des cases et discuter de la méthode de pulvérisation, cette dernière ayant permis de réaliser un apport globalement homogène au vu des résultats finalement obtenus.

Tableau IV : Quantités d'ions bromures apportées dans chaque bassine disposée entre les cases, et pour chacun des trois passages.

Case étudiée	*Référence Bassine*	*Passage 1*	*Passage 2*	*Passage 3*	*Moyenne*
		[g.m^{-2}]			
1 - TEMOIN	A_1	69.0	82.3	69.0	73.4 (7.7)
1 - TEMOIN	A_3	96.5	97.3	102.2	98.7 (3.1)
2 - DVB	A_2	83.5	84.2	88.5	85.4 (2.7)
2 - DVB	B_1	78.6	94.6	94.6	89.3 (9.2)
3 - BOUE	A_4	13.8	16.6	16.6	15.7 (1.6)
3 - BOUE	B_2	74.1	91.3	78.1	81.2 (9)
4 - TEMOIN	B_3	30.8	32.1	36.6	33.2 (3)
4 - TEMOIN	B_4	42.5	56.7	59.1	52.8 (9)
5 - DVB	C_1	3.8	5.1	5.3	4.7 (0.8)
5 - DVB	C_3	43.7	40.2	50.3	44.7 (5.1)
6 - BOUE	C_2	17.7	16.3	20.4	18.1 (2.1)
6 - BOUE	C_4	70.8	96.8	85.1	84.2 (13)
	Moyenne globale	**52.1 (30.7)**	**59.5 (35.7)**	**58.8 (32.9)**	**56.8 (32.4)**
	CV [%]	**59.0**	**60.0**	**55.9**	**57.0**
	Erreur relative [%]	**4.1**	**18.9**	**17.6**	**13.6**

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.
L'erreur relative est calculée par rapport à la dose d'apport de 50 g.m^{-2} initialement ciblée.

Tableau V : Estimations des quantités d'ions bromures apportées sur chaque case lysimétrique

Case étudiée	*Référence Bassine*	*Moyenne*	*Erreur relative*
		[g.m^{-2}]	[%]
1 - TEMOIN	A_1 - A_3	86.1 (14.8)	72.1
2 - DVB	A_2 - B_1	87.3 (6.4)	74.7
3 - BOUE	A_4 - B_2	48.4 (36.3)	-3.2
4 - TEMOIN	B_3 - B_4	43 (12.3)	-14.1
5 - DVB	C_1 - C_3	24.7 (22.2)	-50.6
6 - BOUE	C_2 - C_4	51.2 (37.2)	2.4
	Moyenne globale	**56.8 (32.4)**	
	CV [%]	**57.0**	
	Erreur relative [%]	**13.6**	

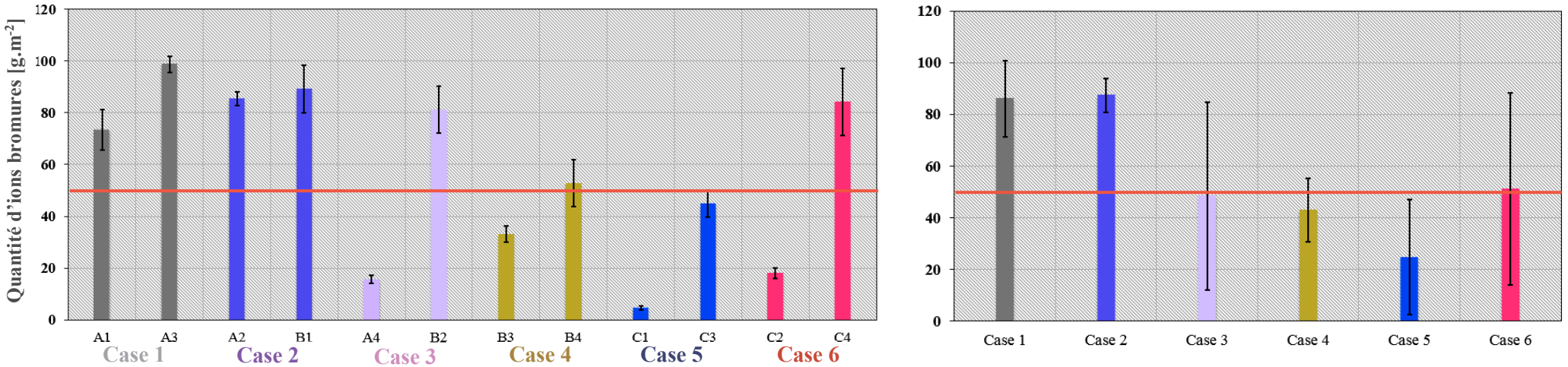
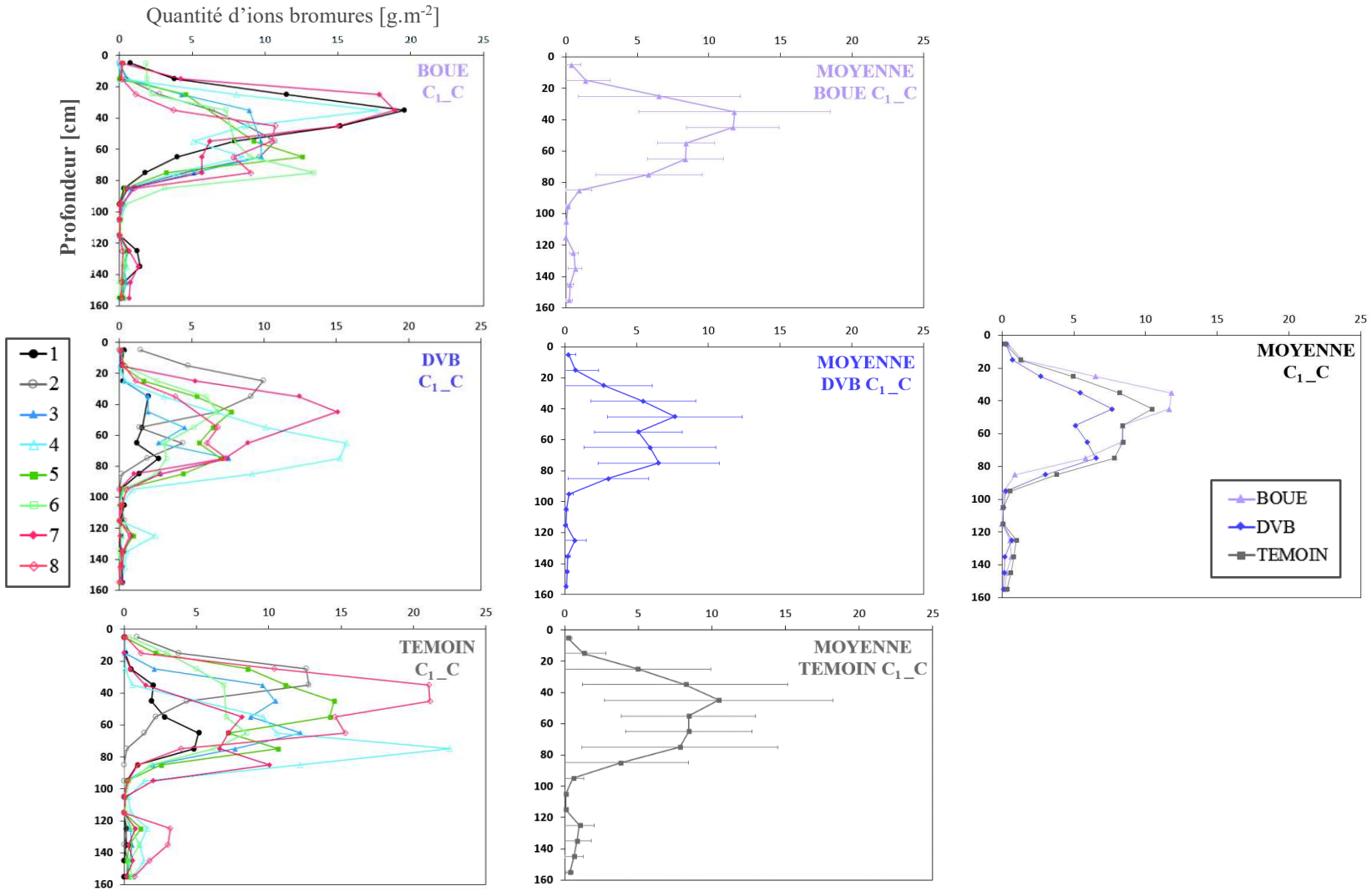
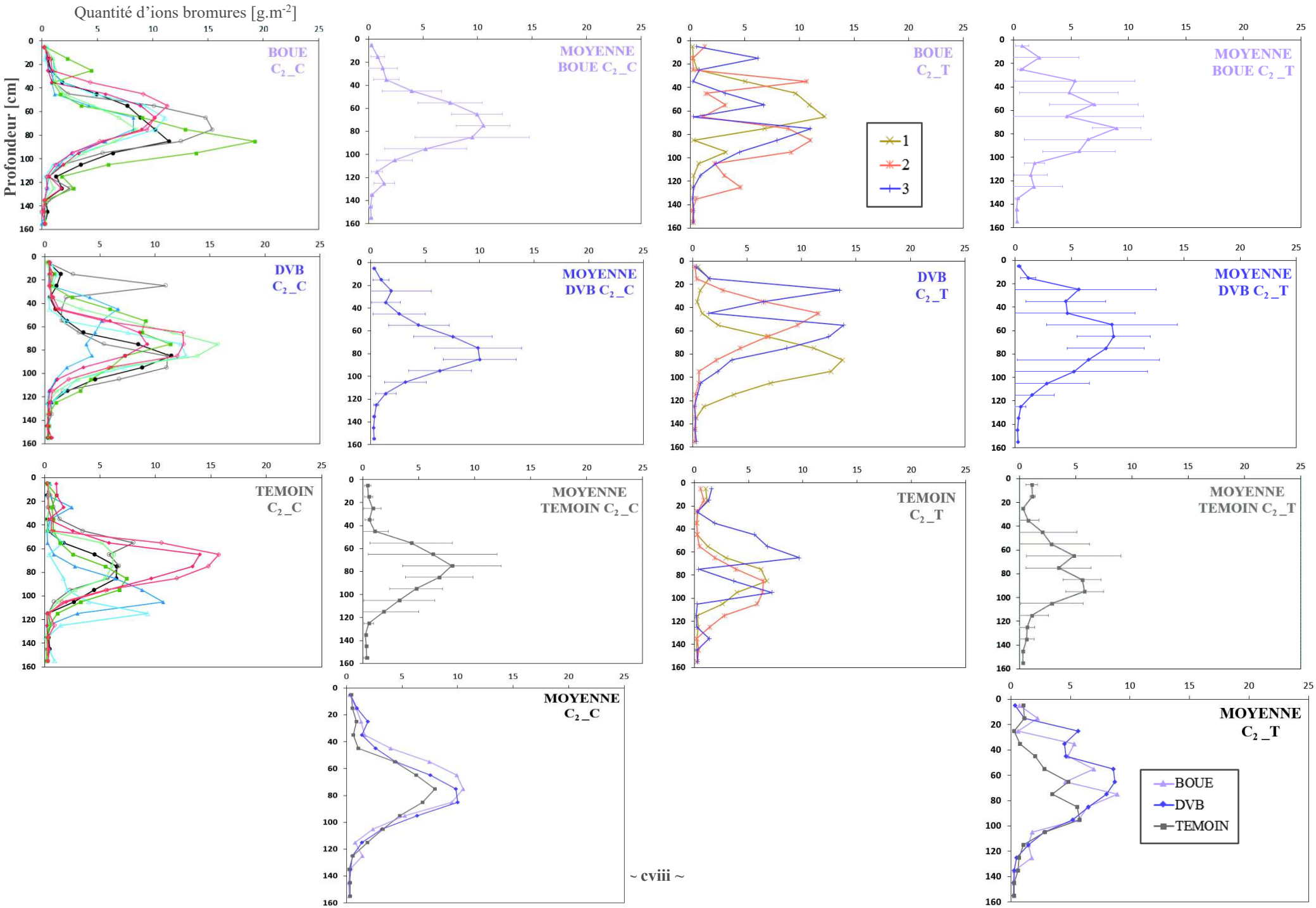


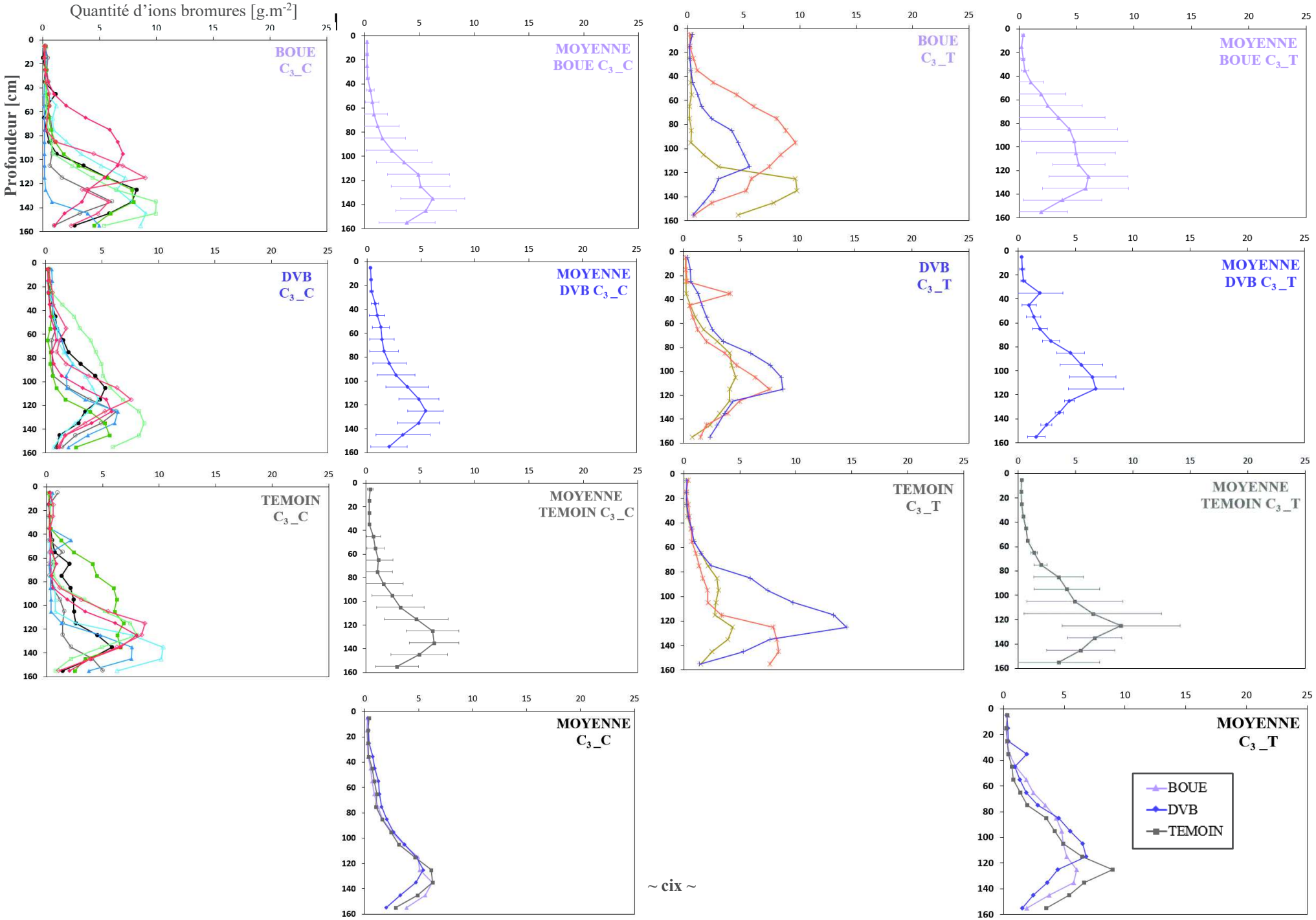
Figure II : Quantités d'ions bromures retrouvées dans chaque bassine lors de l'apport et mises en évidence des valeurs obtenues pour chaque case.

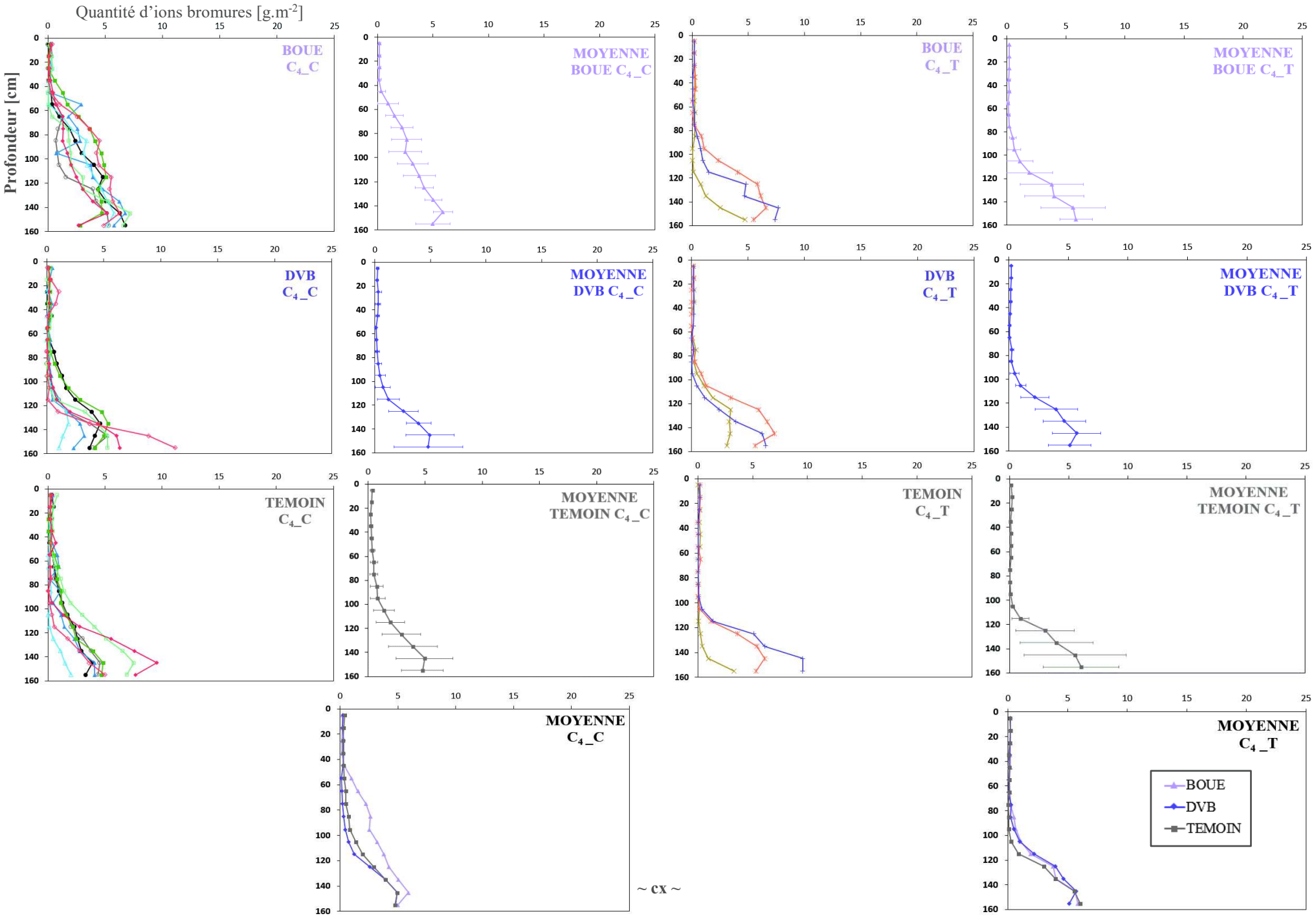
Annexe 4.E

Résultats des prélèvements de sol effectués lors des campagnes de suivi de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu.




Quantité d'ions bromures [g.m-2]
Profondeur [cm]
BOUE C2_C
MOYENNE BOUE C2_C
BOUE C2_T
MOYENNE BOUE C2_T
1
2
3
DVB C2_C
MOYENNE DVB C2_C
DVB C2_T
MOYENNE DVB C2_T
TEMOIN C2_C
MOYENNE TEMOIN C2_C
TEMOIN C2_T
MOYENNE TEMOIN C2_T
MOYENNE C2_C
MOYENNE C2_T
BOUE
DVB
TEMOIN

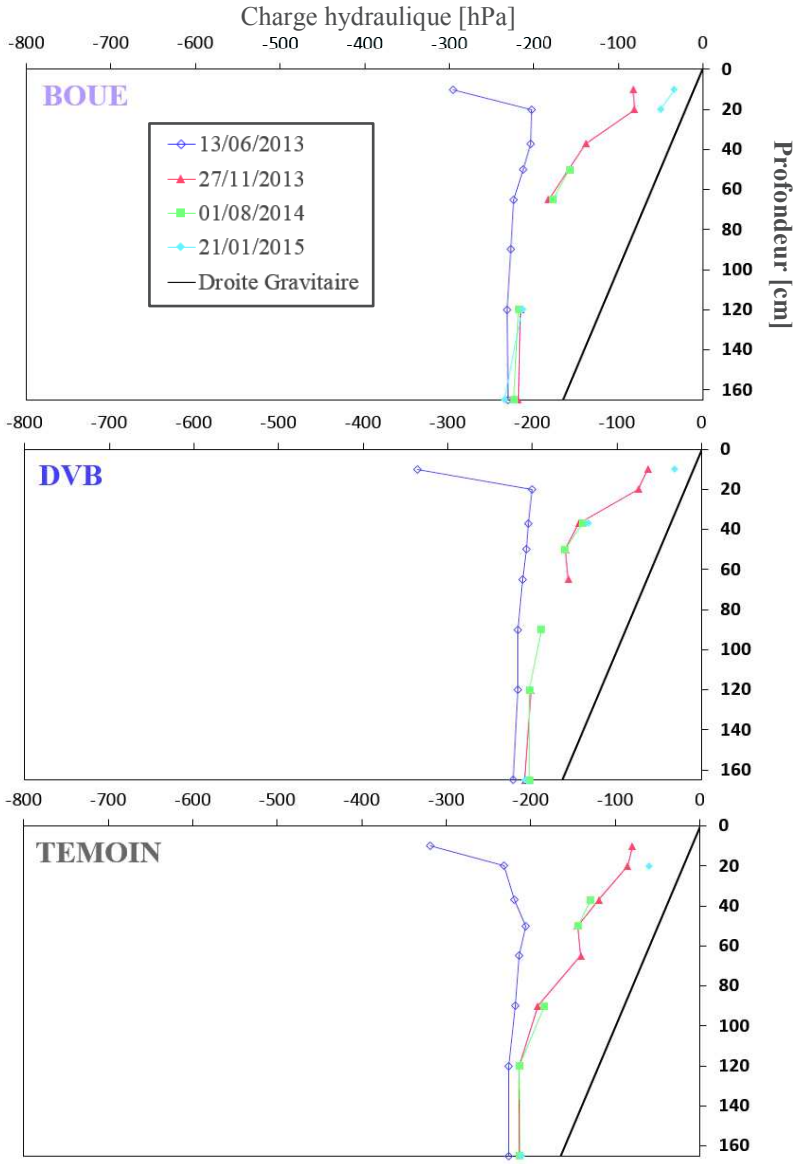

Quantité d'ions bromures [g.m-2]
Profondeur [cm]
BOUE C3_C
MOYENNE BOUE C3_C
BOUE C3_T
MOYENNE BOUE C3_T
DVB C3_C
MOYENNE DVB C3_C
DVB C3_T
MOYENNE DVB C3_T
TEMOIN C3_C
MOYENNE TEMOIN C3_C
TEMOIN C3_T
MOYENNE TEMOIN C3_T
MOYENNE C3_C
MOYENNE C3_T
BOUE
DVB
TEMOIN

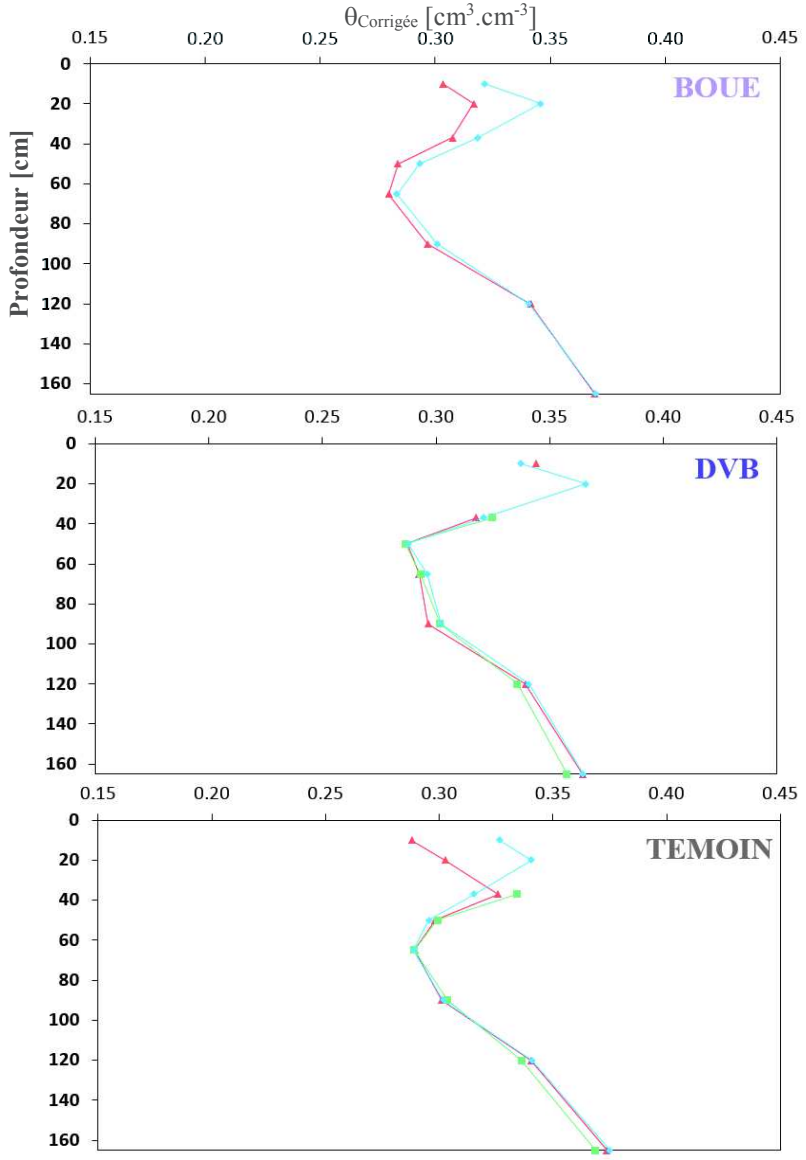

Quantité d'ions bromures [g.m-2]
Profondeur [cm]
BOUE C4_C
MOYENNE BOUE C4_C
BOUE C4_T
MOYENNE BOUE C4_T
DVB C4_C
MOYENNE DVB C4_C
DVB C4_T
MOYENNE DVB C4_T
TEMOIN C4_C
MOYENNE TEMOIN C4_C
TEMOIN C4_T
MOYENNE TEMOIN C4_T
MOYENNE C4_C
MOYENNE C4_T
BOUE
DVB
TEMOIN

~ cx ~

Annexe 4.F

État hydrique des profils de sol instrumentés de chaque parcelle lors de la mise en place des campagnes de suivi du transport des ions bromures.





Annexe 4.G

Teneurs en ions bromures ($g.m^{-2}$) retrouvées sur chaque tranche de 10 cm pour la première campagne de suivi (C_1-13/06/2013).

Prélèvement Carottier (C) [cm]	*BOUE*	*DVB* [$g.m^{-2}$]	*TEMOIN*
0 - 10	0.4 (0.6)	0.3 (0.5)	0.2 (0.3)
10 - 20	1.4 (1.7)	0.7 (1.6)	1.3 (1.5)
20 - 30	6.5 (5.7)	2.7 (3.4)	4.9 (5)
30 - 40	11.8 (6.7)	5.5 (3.7)	8.2 (7)
40 - 50	11.7 (3.2)	7.7 (4.7)	10.5 (7.8)
50- 60	8.4 (2)	5.1 (3.1)	8.4 (4.6)
60 - 70	8.4 (2.6)	5.9 (4.6)	8.4 (4.3)
70 - 80	5.8 (3.7)	6.5 (4.2)	7.8 (6.7)
80 - 90	0.9 (0.9)	3 (2.8)	3.8 (4.6)
90 - 100	0.1 (0.2)	0.3 (0.3)	0.6 (0.7)
100 - 110	0 (0)	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)
110 - 120	0 (0)	0.1 (0.1)	0.1 (0.2)
120 - 130	**0.5 (0.3)**	**0.7 (0.8)**	**1 (1)**
130 - 140	**0.7 (0.5)**	**0.2 (0.2)**	**0.8 (1)**
140 - 150	**0.3 (0.2)**	**0.2 (0.1)**	**0.6 (0.6)**
150 - 160	**0.2 (0.2)**	**0.1 (0.1)**	**0.3 (0.3)**
Bilan 0 - 160	57.2 (14.9)	39 (15.4)	57.1 (24.6)

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

Annexe 4.H

Compléments aux études effectuées à l'aide de CXTFIT.

Tableau I :Résultats des études effectuées à l'aide de CXTFIT pour chaque échantillonnage réalisé dans le cadre de la mise en place des quatre campagnes de suivi avec les profondeurs du pic du bromure, étalements des profils de concentration, dispersivités et coefficients de détermination associés.

	CXTFIT C_1 - 13/06/2013	*1_C*	*2_C*	*3_C*	*4_C*	*5_C*	*6_C*	*7_C*	*8_C*	*Moyenne C*
BOUE	Distance moyenne [cm]	38.0	53.2	51.0	40.3	53.3	61.0	34.8	56.1	**47 (9.5)**
	Variance [cm^2]	42	179	214	160	175	268	22	178	**262 (83)**
	Dispersivité [cm]	0.9	2.3	2.9	3.0	2.2	2.9	0.5	2.1	**4 (0.9)**
	R^2	0.90	0.99	0.94	0.72	0.86	0.70	0.78	0.90	/
DVB	Distance moyenne [cm]				68.9	56.6	50.0	47.7	58.5	**56.4 (8.3)**
	Variance [cm^2]				30	429	631	123	398	**317 (244)**
	Dispersivité [cm]				0.3	5.0	8.8	1.8	4.5	**3.7 (3.3)**
	R^2				0.94	0.87	0.62	0.81	0.85	/
TEMOIN	Distance moyenne [cm]		30.8	55.1	72.1	49.1	51.3	67.4	45.3	**52.7 (13.8)**
	Variance [cm^2]		133	220	42	201	443	348	77	**314 (145)**
	Dispersivité [cm]		4.0	2.7	0.4	2.9	6.0	3.3	1.2	**4.1 (1.8)**
	R^2		0.82	0.88	0.85	0.71	0.90	0.83	0.63	/

	CXTFIT C_2 - 27/11/2013	*1_C*	*2_C*	*3_C*	*4_C*	*5_C*	*6_C*	*7_C*	*8_C*	*1_T*	*2_T*	*3_T*	*Moyenne C*	*Moyenne T*	*Moyenne C+T*
BOUE	Distance moyenne [cm]	73.3	71.1	71.4	66.4	83.1	72.6	65.4	60.4	57.1			**71.2 (6.7)**	**57.1 (/)**	**69.4 (7.7)**
	Variance [cm^2]	276	81	367	193	70	427	241	213	140			**244 (125)**	**140 (/)**	**261 (121)**
	Dispersivité [cm]	2.3	0.7	3.2	1.8	0.5	3.6	2.3	2.3	1.6			**2.1 (1.1)**	**1.6 (/)**	**2.4 (1)**
	R^2	0.92	0.89	0.80	0.99	0.81	0.89	0.97	0.96	0.94			/	/	/
DVB	Distance moyenne [cm]	85.0		59.5	79.8	69.9	76.6	71.8	74.5	85.3	51.0		**75.5 (8.1)**	**71.5 (24.3)**	**75 (11.4)**
	Variance [cm^2]	190		864	110	321	57	247	108	131	214		**241 (277)**	**544 (59)**	**297 (244)**
	Dispersivité [cm]	1.3		9.5	0.8	2.9	0.5	2.1	0.9	0.9	2.9		**2 (3.2)**	**3.2 (0.4)**	**2.4 (2.8)**
	R^2	0.96		0.71	0.99	0.88	0.95	0.95	0.96	0.93	0.98		/	/	/
TEMOIN	Distance moyenne [cm]		66.4	96.2				72.2	70.9				**74.5 (13.4)**	/	**74.5 (13.4)**
	Variance [cm^2]		559	257				123	81				**323 (216)**	/	**323 (216)**
	Dispersivité [cm]		5.3	1.6				1.1	0.7				**2.7 (2.1)**	/	**2.7 (2.1)**
	R^2		0.78	0.67				0.96	0.93				/	/	/

	CXTFIT C 3 - 01/08/2014	*1_C*	*2_C*	*3_C*	*4_C*	*5_C*	*6_C*	*7_C*	*8_C*	*1_T*	*2_T*	*3_T*	*Moyenne C*	*Moyenne T*	*Moyenne C+T*
BOUE	Distance moyenne [cm]	132.2		180.8	133.2	134.0	139.5	93.4	119.2	138.2	90.7		**132.9 (26.1)**	**110 (33.5)**	**126.9 (26.8)**
	Variance [cm^2]	753		512	690	819	500	730	836	475	535		**1420 (136)**	**1267 (42)**	**1429 (145)**
	Dispersivité [cm]	3.2		1.5	2.9	3.4	2.0	4.6	4.0	1.9	3.5		**6 (1.1)**	**6.6 (1.1)**	**6.3 (1)**
	R^2	0.84		0.93	0.92	0.93	0.94	0.98	0.75	0.84	0.80		/	/	/
DVB	Distance moyenne [cm]	106.1		132.4		163.4			111.6	105.1	108.0	101.9	**128.2 (26)**	**103.9 (3)**	**112.4 (22.3)**
	Variance [cm^2]	2158		2441		1779			1075	1858	976	561	**2966 (591)**	**950 (662)**	**1886 (688)**
	Dispersivité [cm]	11.7		10.3		6.0			5.5	10.2	5.2	3.2	**13 (3.1)**	**5.3 (3.6)**	**9.6 (3.2)**
	R^2	0.65		0.66		0.77			0.65	0.80	0.70	0.91	/	/	/
TEMOIN	Distance moyenne [cm]	139.7	181.3	157.8	142.4	103.2	118.6	132.8	120.4	130.8	141.8	115.0	**135.9 (24.5)**	**120.9 (13.5)**	**129.8 (21.7)**
	Variance [cm^2]	3882	2277	1111	445	1026	935	1340	565	5034	704	264	**1916 (1132)**	**914 (2636)**	**1555 (1534)**
	Dispersivité [cm]	15.4	6.8	3.9	1.7	5.8	4.5	5.6	2.7	21.5	2.8	1.3	**7.9 (4.2)**	**4.3 (11.3)**	**6.7 (6.3)**
	R^2	0.68	0.75	0.69	0.91	0.92	0.66	0.71	0.82	0.71	0.92	0.89	/	/	/

	CXTFIT C 4 - 21/01/2015	*1_C*	*2_C*	*3_C*	*4_C*	*5_C*	*6_C*	*7_C*	*8_C*	*1_T*	*2_T*	*3_T*	*Moyenne C*	*Moyenne T*	*Moyenne C+T*
BOUE	Distance moyenne [cm]	136.4	165.3	135.8	131.8	107.9	152.8	155.8	117.2	184.5	147.4	158.6	**135.6 (19.5)**	**165.8 (19)**	**145.4 (22)**
	Variance [cm^2]	1595	1693	1798	1802	1711	1412	3812	1473	591	1117	790	**2189 (781)**	**1290 (265)**	**2166 (834)**
	Dispersivité [cm]	6.5	5.6	7.4	7.6	9.1	5.1	13.4	7.1	1.7	4.2	2.7	**9 (2.6)**	**4.3 (1.2)**	**8.2 (3.2)**
	R^2	0.96	0.90	0.75	0.95	0.97	0.91	0.86	0.91	0.97	0.96	0.96	/	/	/
DVB	Distance moyenne [cm]	160.2	174.9	193.1	228.5	154.6	168.4	166.9	160.7	176.3	147.9	166.6	**171.6 (24.3)**	**162.3 (14.4)**	**169 (22.1)**
	Variance [cm^2]	2223	1258	2630	6406	1615	1020	765	244	2574	844	766	**1297 (1932)**	**1246 (1022)**	**1303 (1705)**
	Dispersivité [cm]	7.6	3.9	7.3	14.9	5.7	3.3	2.5	0.8	7.9	3.2	2.5	**4.1 (4.4)**	**4.2 (3)**	**4.2 (3.9)**
	R^2	0.94	0.90	0.79	0.68	0.93	0.93	0.97	0.98	0.90	0.96	0.98	/	/	/
TEMOIN	Distance moyenne [cm]	174.4	176.9	181.3	216.5	168.4	145.3	150.4	183.2	186.4	167.4	155.5	**170.6 (21.9)**	**171.7 (15.6)**	**171.8 (19.7)**
	Variance [cm^2]	4058	2192	2786	1943	2508	1162	636	1171	290	1099	516	**2030 (1094)**	**996 (417)**	**1624 (1146)**
	Dispersivité [cm]	12.7	6.7	8.3	4.8	8.1	4.4	2.3	3.5	0.8	3.6	1.8	**6.5 (3.3)**	**3.2 (1.4)**	**5.1 (3.5)**
	R^2	0.96	0.94	0.88	0.87	0.95	0.97	0.97	0.97	0.96	0.91	0.98	/	/	/

Les écarts-types associés aux moyennes sont mis entre parenthèses.

Pour rappel, la lettre « C » associée aux résultats d'un échantillonnage donné ou d'une parcelle fait toujours référence à un prélèvement effectué avec le carottier sur 0–120 cm et à la tarière sur 120-160 cm, la lettre « T » à ceux mis en place manuellement à la tarière sur l'ensemble du profil et les lettres « C+T » aux résultats communs à l'ensemble des prélèvements effectués pour une campagne de suivi donnée.

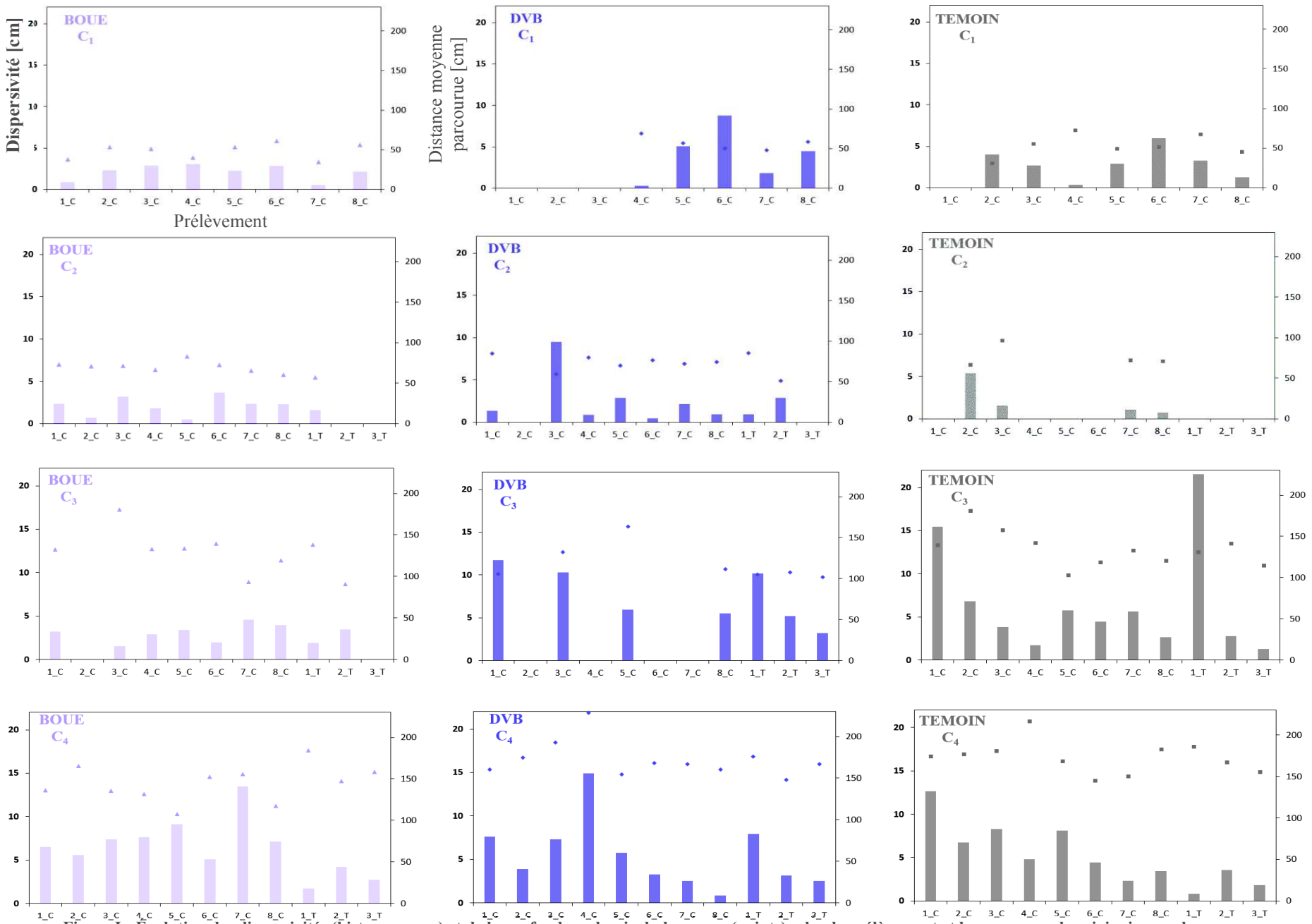


Figure I : Évolution des dispersivités (histogrammes) et de la profondeur du pic du bromure (points) selon le prélèvement et la campagne de suivi mise en place.

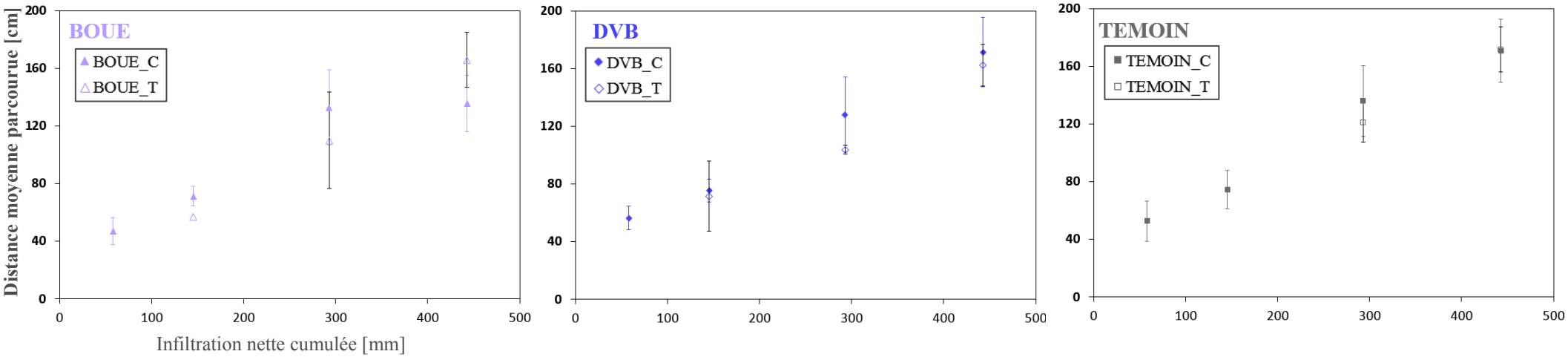


Figure II : Évolution des distances moyennes parcourues par les ions bromures sur chaque parcelle, en fonction de l'infiltration nette cumulée et selon les prélèvements mis en place (C ou T).

Tableau II : Résultats des tests statistiques concernant les effets outil et traitement associés aux distances moyennes parcourues observées.

Distance Br_Outil	C_2 *BOUE*	C_2 *DVB*	C_3 *BOUE*	C_3 *DVB*	C_3 *TEMOIN*	C_4 *BOUE*	C_4 *DVB*	C_4 *TEMOIN*
	–	–	–	–	–	†	–	–

Distance Br_Traitement	C_1	C_2	C_3	C_4
Carottier	–	–	–	**
Tarière		–	–	–
Carottier + Tarière	–	–	–	**

Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
C_4 - C	b	a	a
C_4 - C+T	b	a	a

p-value associées aux symboles :

« **** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tests *post-hoc* Bonferroni (α = 0.05) :

Lettre en commun => pas de différence statistique

Pas de lettre en commun => différence statistique

La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

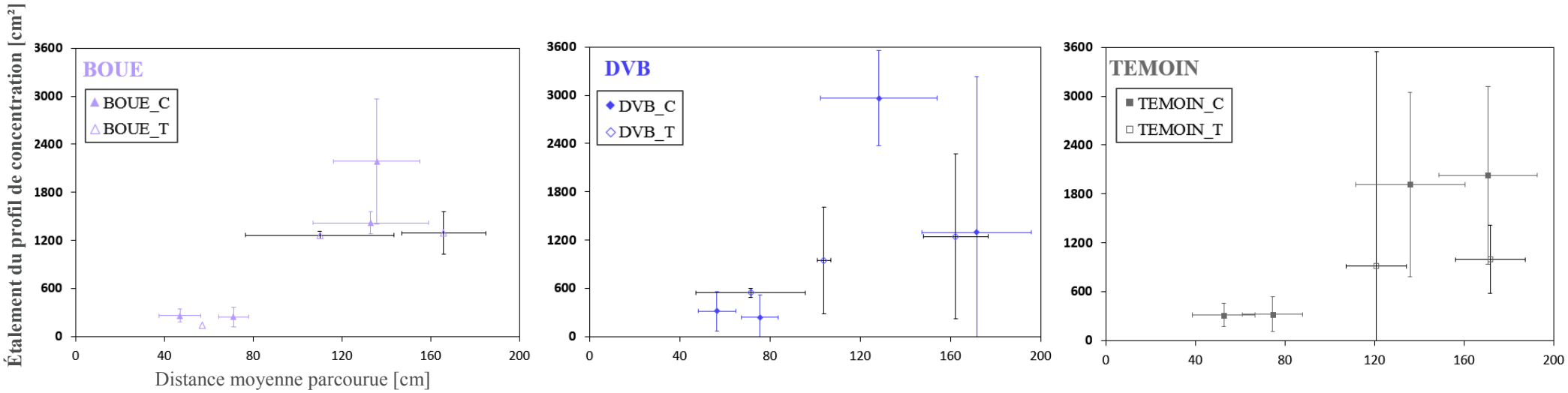


Figure III : Évolution de l'étalement du profil avec la distance moyenne parcourue par les ions bromures pour les échantillonnages effectués avec le carottier (C) et à la tarière (T) sur chaque parcelle.

Tableau III : Résultats des tests statistiques concernant les effets outil et traitement associés aux étalements des profils de concentration.

Etalement Br_Outil	C_2 BOUE	C_2 DVB	C_3 BOUE	C_3 DVB	C_3 TEMOIN	C_4 BOUE	C_4 DVB	C_4 TEMOIN
	–	–	–	–	–	*	–	†

Etalement Br_Traitement	C_1	C_2	C_3	C_4
Carottier	–	–	†	–
Tarière		–	–	–
Carottier + Tarière	–	–	–	–

p-value associées aux symboles :

« ** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;**

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

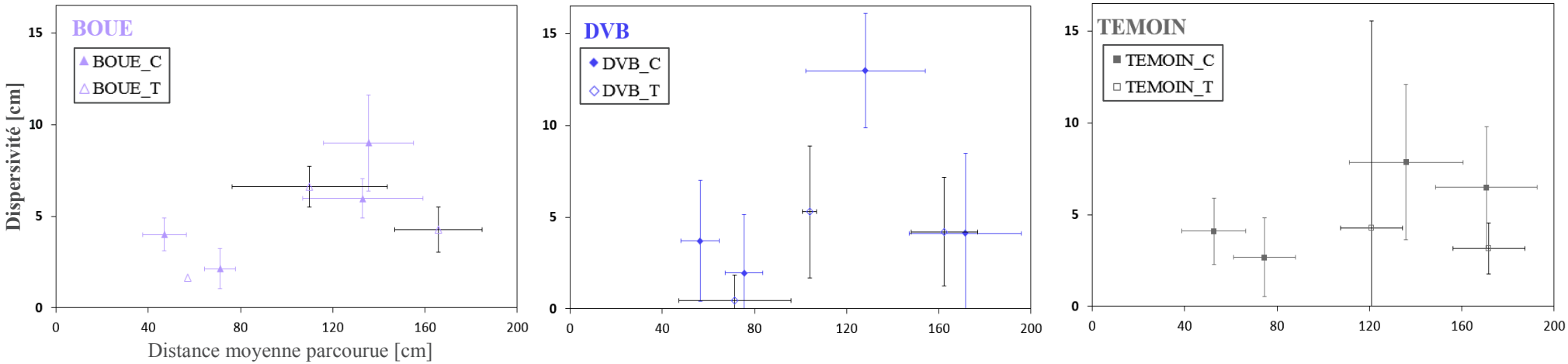


Figure IV : Évolution de la dispersivité avec la distance moyenne parcourue par les ions bromures pour les échantillonnages effectués avec le carottier (C) et à la tarière (T) sur chaque parcelle.

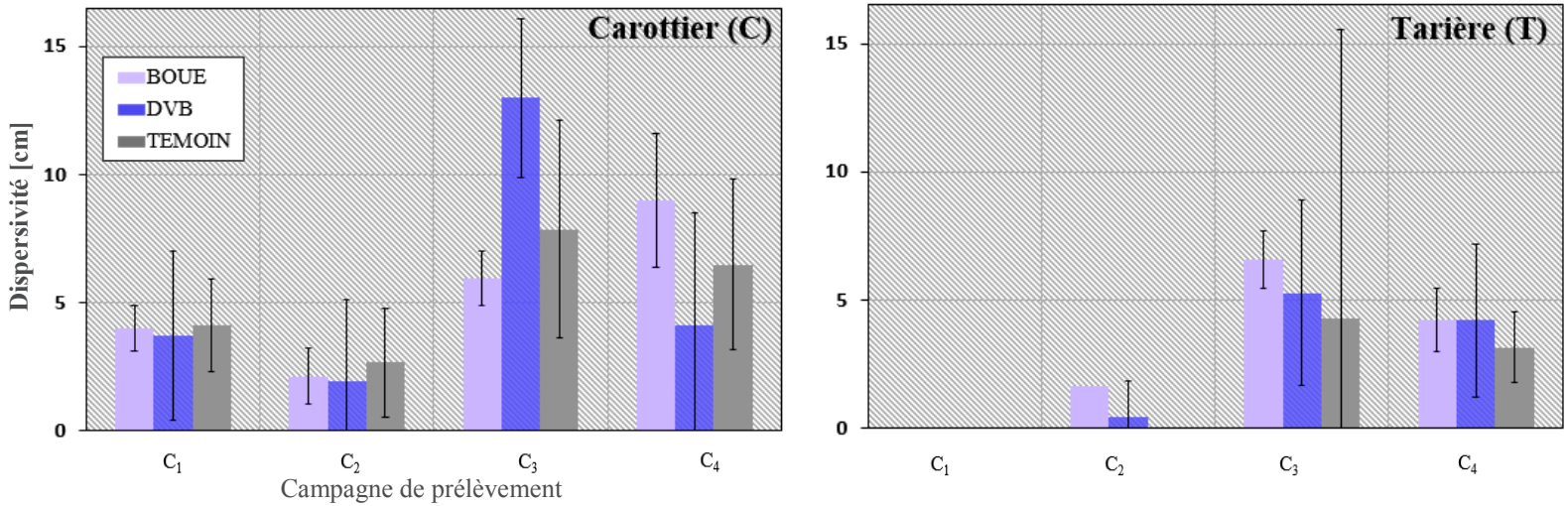


Figure V : Évolution de la dispersivité selon la campagne de suivi et pour des prélèvements effectués avec le carottier (C) ou intégralement à la tarière (T).

Tableau IV : Résultats des tests statistiques concernant les effets outil et traitement associés aux valeurs de dispersivités retrouvées selon la campagne de prélèvement.

Dispersivité Br_Outil	*C_2 BOUE*	*C_2 DVB*	*C_3 BOUE*	*C_3 DVB*	*C_3 TEMOIN*	*C_4 BOUE*	*C_4 DVB*	*C_4 TEMOIN*
	-	-	-	-	-	*	-	†

Dispersivité Br_Traitement	*C_1*	*C_2*	*C_3*	*C_4*
Carottier	-	-	-	†
Tarière		-	-	-
Carottier + Tarière	-	-	-	-

p-value associées aux symboles :

« ** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;**

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Annexe 4.I

Compléments aux études des bilans de masse et profils de concentration en ion bromures obtenus sur chaque parcelle et pour chacune des quatre campagnes de suivi réalisées.

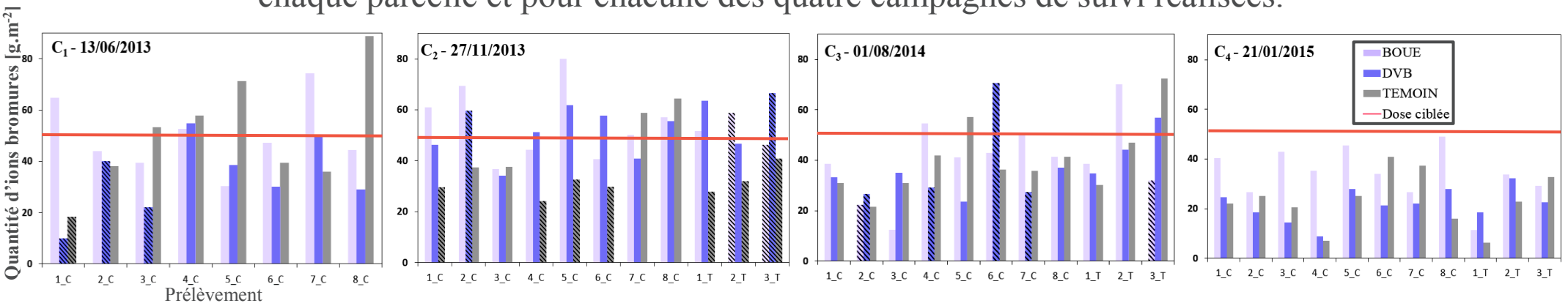


Figure I : Bilans de masse établis pour l'ensemble des prélèvements effectués lors de chaque campagne de suivi mise en place (C et T) et comparaisons par rapport à l'objectif d'apport (50 g.m^{-2}).
Les barres hachurées représentent les bilans de masse dont l'optimisation des paramètres par méthode inverse à l'aide de CXTFIT ne peut être effectuée de façon satisfaisante.

Tableau I : Bilans de masse calculés selon le moment d'ordre 0 (μ_0) pour l'ensemble des prélèvements effectués lors de chaque campagne de suivi mise en place (C, T et C+T).

μ_0 [g m^{-2}]	1_C	2_C	3_C	4_C	5_C	6_C	7_C	8_C	1_T	2_T	3_T	Moyenne C	Moyenne C CXTFIT	Moyenne T	Moyenne T CXTFIT	Moyenne C+T	Moyenne C+T CXTFIT
						[g m^{-2}]											
C1 BOUE	64.8	43.9	39.5	52.6	30.3	47.2	74.2	44.4				55.5 (14.1)		/	/	55.5 (14.1)	
C1 DVB	10.0	40.2	22.1	54.9	38.6	30.1	50.1	29.1				37.9 (14.7)	45.9 (11.6)	/	/	37.9 (14.7)	45.9 (11.6)
C1 TEMOIN	18.3	38.2	53.2	57.8	71.3	39.4	35.9	88.8				54.3 (22.3)	60.3 (19.6)	/	/	54.3 (22.3)	60.3 (19.6)
C2 BOUE	60.9	69.3	36.7	44.3	80.1	40.7	50.1	57.2	51.8	58.8	46.4	56.1 (14.9)		52.3 (6.2)	51.8 (/)	55 (12.8)	55.5 (14)
C2 DVB	46.3	59.6	34.2	51.2	61.9	57.7	40.8	55.6	63.7	46.7	66.5	51.5 (9.7)	50.4 (9.8)	58.9 (10.7)	55.2 (12)	53.6 (10.2)	51.5 (9.8)
C2 TEMOIN	29.5	37.5	37.6	24.1	32.6	29.8	58.7	64.5	27.8	32.0	40.8	40.3 (14.5)	49.6 (14.1)	33.5 (6.6)	/	38.3 (12.8)	49.6 (14.1)
C3 BOUE	38.6	22.2	12.5	54.5	41.2	42.8	50.0	41.3	38.6	70.1	32.1	37.9 (13.9)	40.1 (13.4)	46.9 (20.3)	54.3 (22.3)	40.4 (15.4)	43.3 (15.4)
C3 DVB	33.2	26.7	35.1	29.2	23.4	70.5	27.3	37.0	34.8	44.3	57.0	35.5 (15)	32.5 (6.04)	45.4 (11.1)		38.2 (14.3)	38.1 (10.4)
C3 TEMOIN	31.0	21.5	30.9	42.0	57.1	36.2	35.8	41.5	30.3	47.0	72.3	37.1 (10.5)		49.9 (21.2)		40.6 (14.2)	
C4 BOUE	40.4	26.6	43.0	35.3	45.4	33.9	26.7	49.1	11.3	33.6	29.1	38 (8.3)		24.7 (11.8)		34.3 (10.6)	
C4 DVB	24.7	18.4	14.4	8.7	27.8	21.2	21.9	27.9	18.5	32.3	22.4	20.6 (6.6)		24.4 (7.1)		21.7 (6.6)	
C4 TEMOIN	22.1	25.2	20.5	7.1	25.0	41.0	37.2	16.0	6.2	22.8	32.9	24.3 (10.9)		20.6 (13.5)		23.3 (11.1)	

Les **bilans de masses visibles en rouge** mettent en évidence les échantillonnages ne pouvant être simulés à l'aide de CXTFIT et donc non pris en compte dans le calcul de la moyenne modifiée selon l'outil de prélèvement considéré.
Une case faisant référence à une moyenne modifiée est laissée vide lorsque l'ensemble des résultats des prélèvements effectués lors de la campagne peuvent être simulés à l'aide de CXTFIT.
Une case avec le symbole « / » signifie qu'aucun des prélèvements effectués avec l'outil considéré n'est pris en compte selon les résultats obtenus à l'aide de CXTFIT.

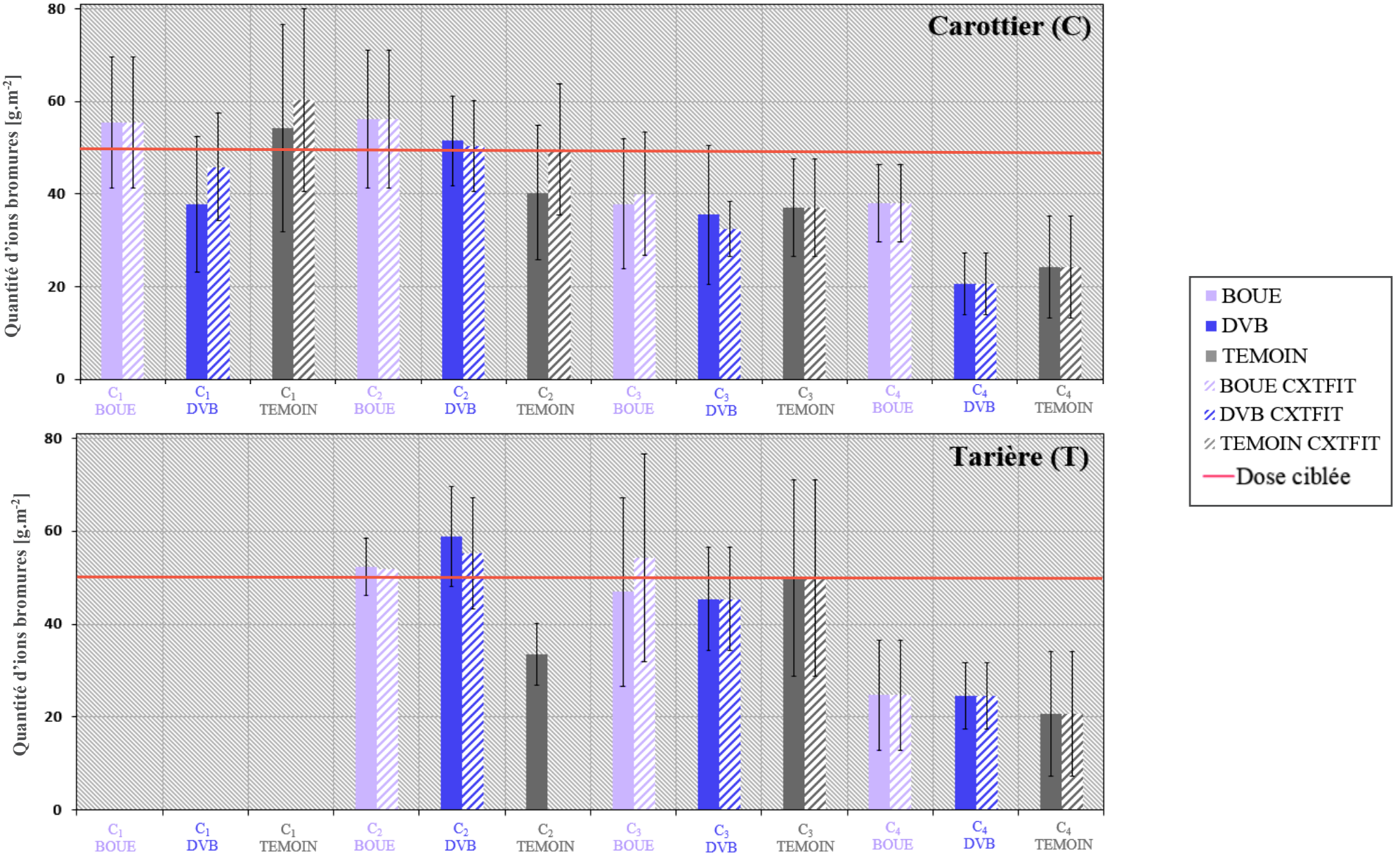
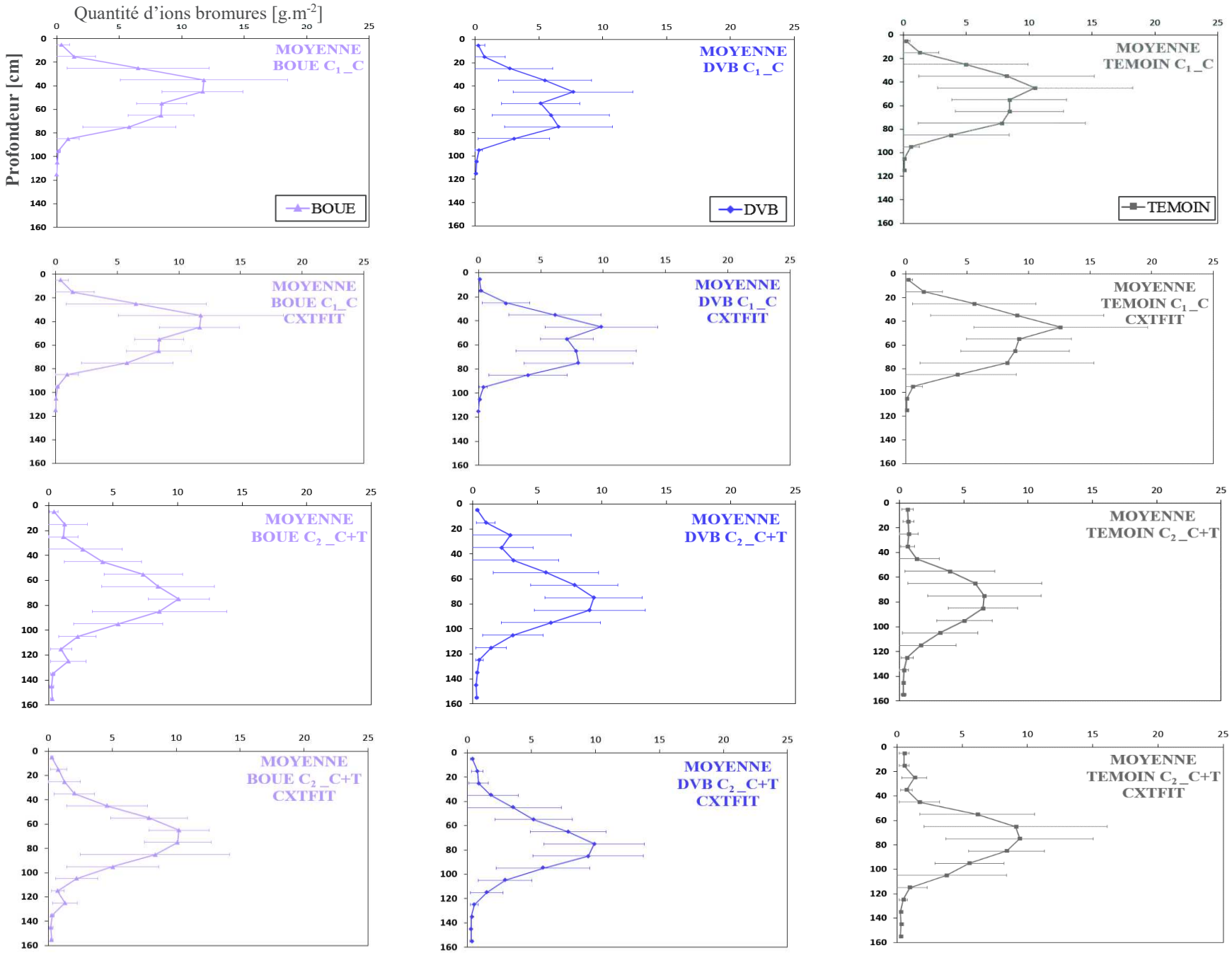


Figure II : Bilans de masse moyens bruts et modifiés calculés pour chaque campagne de suivi réalisée sur chacune des trois parcelles étudiées et selon l'outil de prélèvement (C ou T).
L'absence de barre hachurée (C_2_T – TEMOIN CXTFIT) signifie qu'aucun des prélèvements effectués n'a pu être simulé convenablement à l'aide de CXTFIT.


Quantité d'ions bromures [g.m-2]
Profondeur [cm]
MOYENNE BOUE C1_C
BOUE
MOYENNE DVB C1_C
DVB
MOYENNE TEMOIN C1_C
TEMOIN
MOYENNE BOUE C1_C CXTFIT
MOYENNE DVB C1_C CXTFIT
MOYENNE TEMOIN C1_C CXTFIT
MOYENNE BOUE C2_C+T
MOYENNE DVB C2_C+T
MOYENNE TEMOIN C2_C+T
MOYENNE BOUE C2_C+T CXTFIT
MOYENNE DVB C2_C+T CXTFIT
MOYENNE TEMOIN C2_C+T CXTFIT

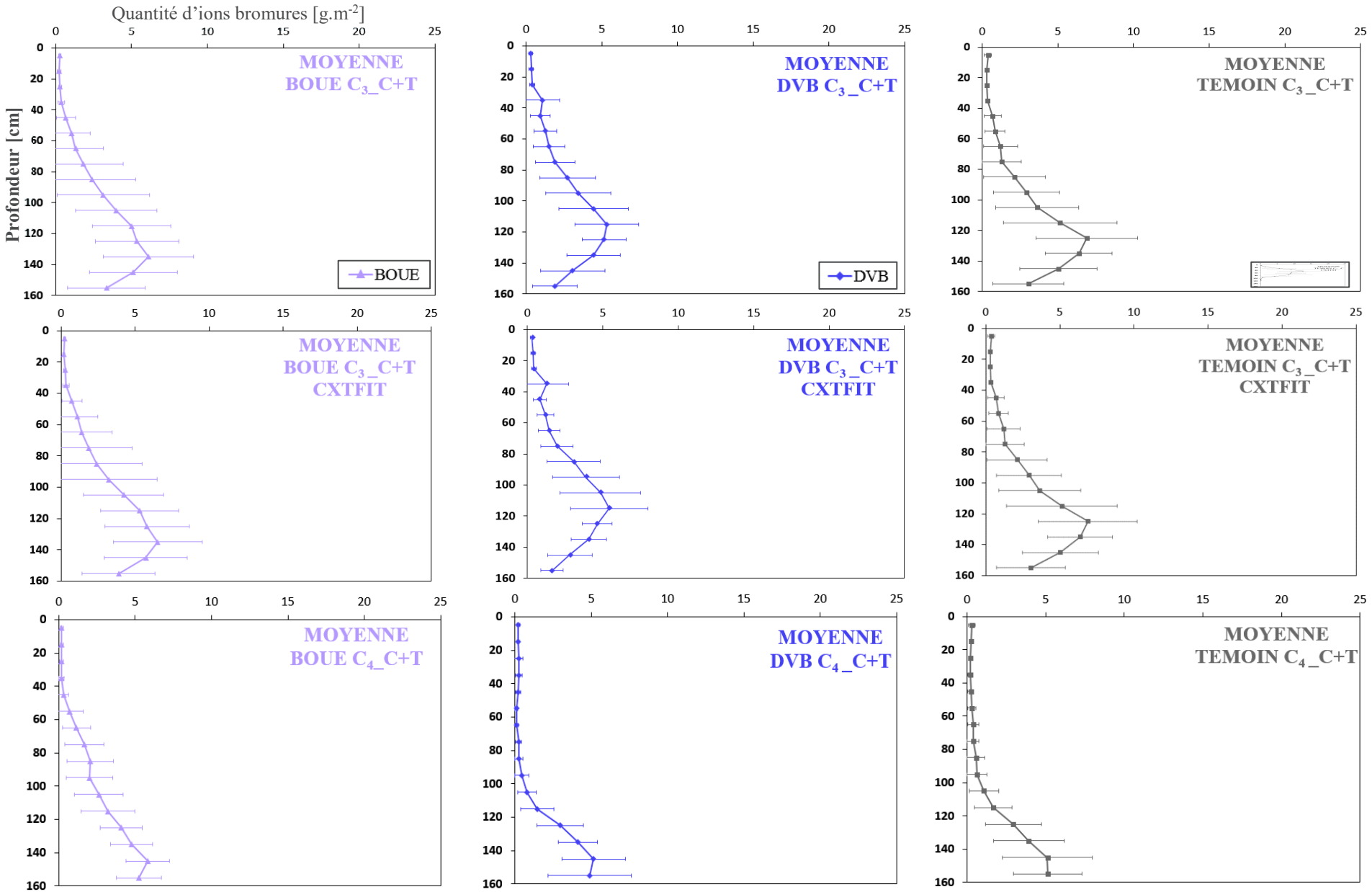


Figure III : Profils de concentration obtenus pour chaque parcelle et l'ensemble des prélèvements effectués pour une campagne de suivi donnée, selon la prise en compte de l'ensemble des données ou uniquement de celles pouvant être modélisées à l'aide de CXTFIT.

Tableau II : Résultats des tests statistiques entrepris pour mettre en évidence d'éventuelles différences entre les quantités moyennes de bromures retrouvées sur 0-160 cm selon le type d'outil utilisé pour le prélèvement, la parcelle étudiée et la prise en compte des résultats de l'ensemble des échantillonnages réalisés ou de ceux modifiés selon les modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT.

Bilan de masse Br_Modification	*C_1 DVB*	*C_1 TEMOIN*	*C_2 BOUE*	*C_2 DVB*	*C_2 TEMOIN*	*C_3 BOUE*	*C_3 DVB*
Carottier	–	–	–	–	–	–	–
Tarière			–	–	–		
Carottier + Tarière	–	–	–	–	–	–	–

Bilan de masse Br_Outil	*C_2 BOUE*	*C_2 BOUE-M*	*C_2 DVB*	*C_2 DVB-M*	*C_2 TEMOIN*	*C_3 BOUE*	*C_3 BOUE-M*	*C_3 DVB*	*C_3 DVB-M*	*C_3 TEMOIN*	*C_4 BOUE*	*C_4 DVB*	*C_4 TEMOIN*
	–	–	–	–	–	–	–	–	†	–	†	–	–

La lettre « M » visible ci-dessus fait référence à la prise en compte des bilans de masse modifiés à partir des résultats des modélisations effectuées à l'aide de CXTFIT.

Bilan de masse Br_Traitement	*C_1*	*C_1-M*	*C_2*	*C_2-M*	*C_3*	*C_3-M*	*C_4*
Carottier	–	–	†	–	–	–	**
Tarière			*	–	–	–	–
Carottier + Tarière	–	–	**	–	–	–	*

Bonferroni	*BOUE*	*DVB*	*TEMOIN*
C_2 - T	ab	a	b
C_4 - C	a	b	b
C_2 - C+T	a	a	b
C_4 - C+T	a	b	b

p-value associées aux symboles :

« ** » : p < 0.0001 ; « *** » : p < 0.001 ;**

« ** » : p < 0.01 ; « * » : p < 0.05 ;

« † » : 0.05< p < 0.1 ; «-» : p > 0.1

Tests *post-hoc* Bonferroni (α = 0.05) :

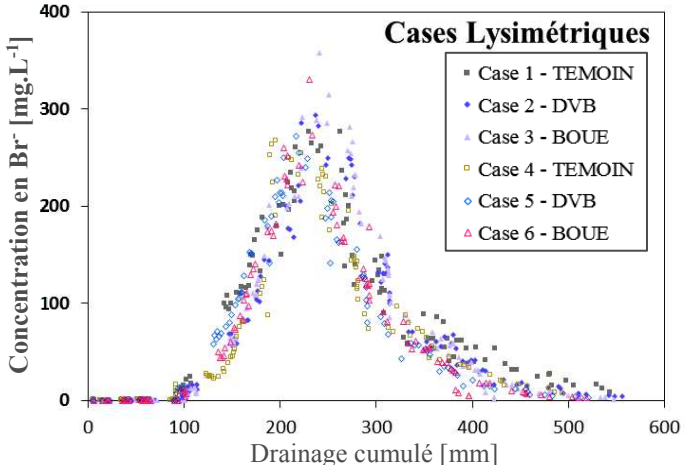
Lettre en commun => pas de différence statistique

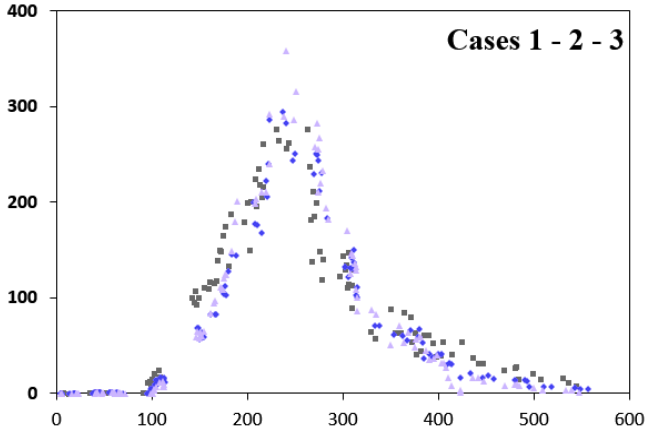
Pas de lettre en commun => différence statistique

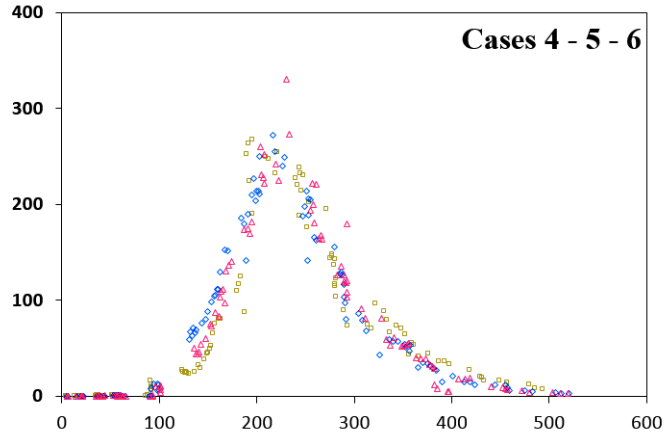
La première lettre de l'alphabet a été attribuée à la moyenne la plus élevée

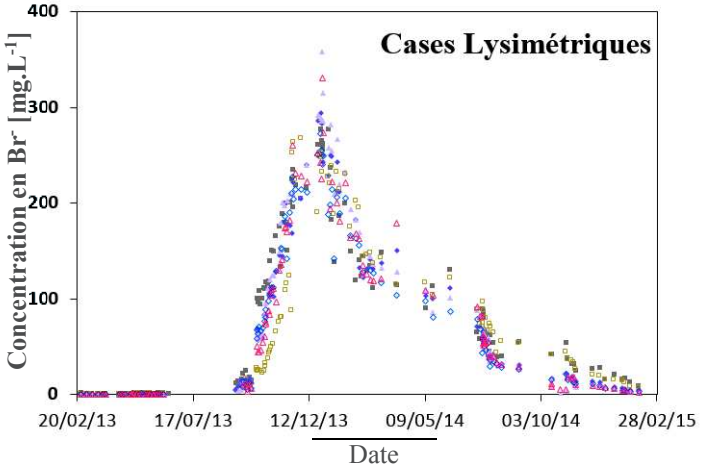
Annexe 4.J

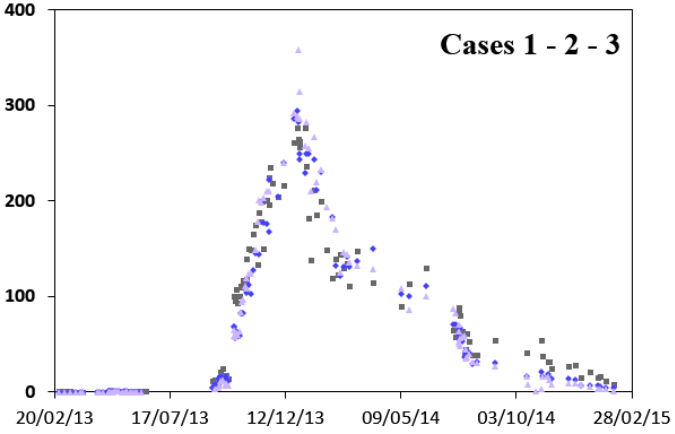
Concentrations en bromures retrouvées en fonction du temps et des drainages cumulés pour les six cases lysimétriques et trois par trois selon leur alignement vertical d'Est en Ouest (1-2-3 ; 4-5-6).

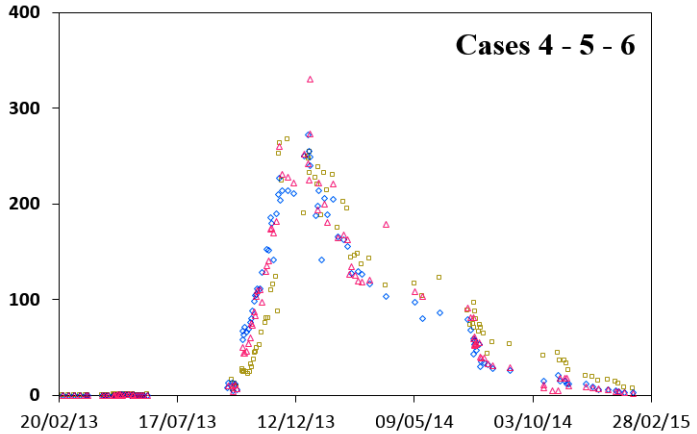












Annexe 4.K

Données complémentaires aux études effectuées sur les flux d'ions Br^- retrouvés sur chaque case.

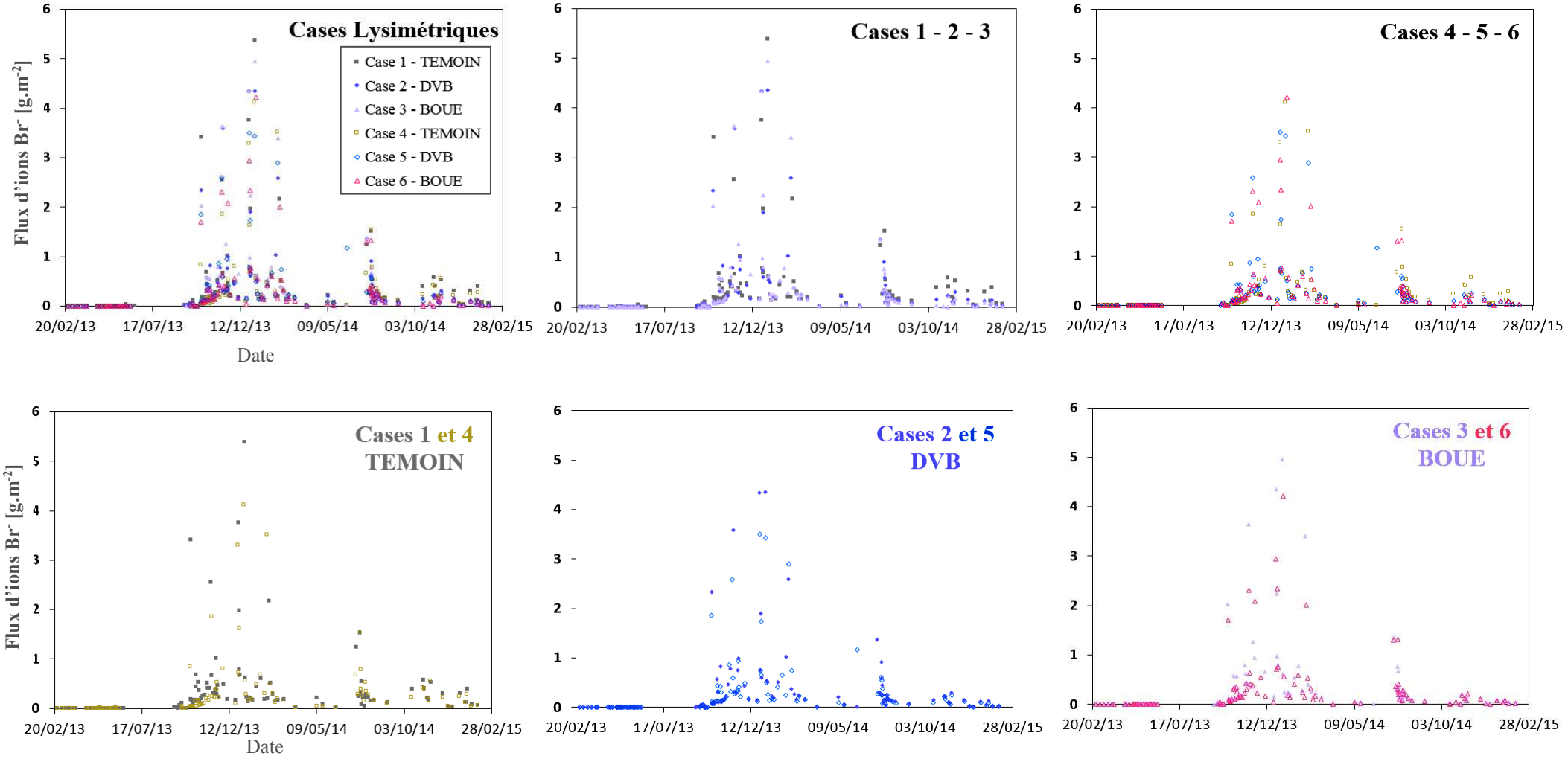


Figure I : Flux journaliers constatés pour chaque date d'échantillonnage d'eau de drainage.

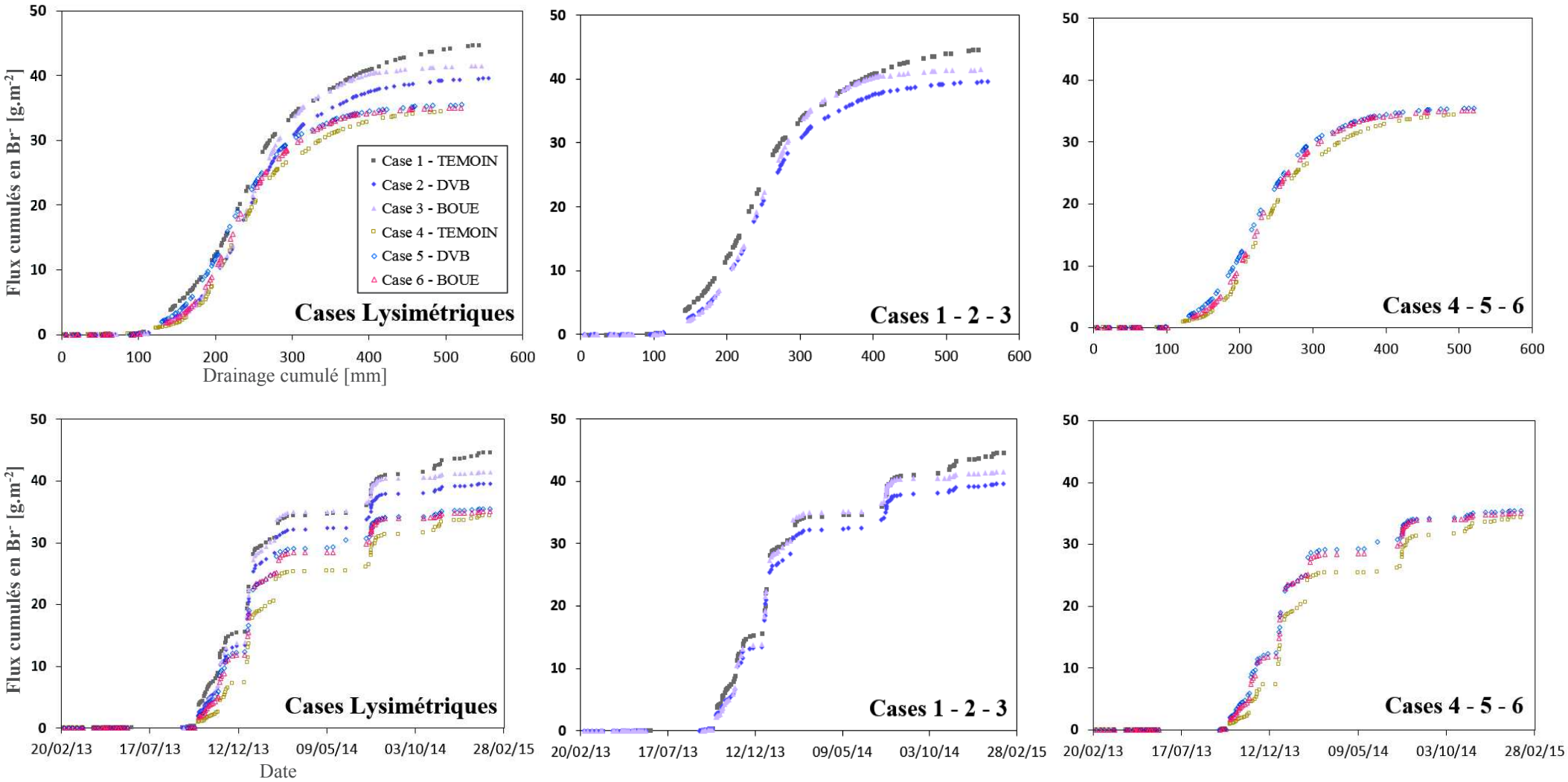


Figure II : Flux cumulés d'ions bromures retrouvés en fonction du temps et des drainages cumulés pour les six cases lysimétriques et trois par trois selon l'alignement vertical d'Est en Ouest de ces dernières (1-2-3 ; 4-5-6).

Annexe 4.L

Doses initiales en ions bromures considérées à t_0 sur HYDRUS-1D pour chaque parcelle et selon le scénario d'optimisation mis en place.

Tableau I : Calcul des doses initiales en ions bromures à t_0 (en rouge) selon le scénario d'optimisation considéré et donc selon la répartition du traceur dans l'horizon de surface pour un apport réalisé à hauteur de 50 g.m^{-2}.

Parcelle	*Volume sol*	$\theta_{0\text{-}28\ cm}$	*Volume d'eau*	*Masse Br^- apportée*	*Teneur en bromures*	S_1 - S_3	S_4	S_5 - S_7	S_6
	[m^3]	[cm^3.cm^{-3}]	[m^3]	[g]	[g.m^{-3}]	[mmol.cm^{-3}]			
BOUE	25.2	0.3187	8031	4502	0.561	0.007015	0.014532	0.020344	0.040689
DVB	25.2	0.3345	8428	4502	0.534	0.006684	0.013846	0.019385	0.038769
TEMOIN	25.2	0.3081	7763	4502	0.580	0.007257	0.015033	0.021046	0.042092

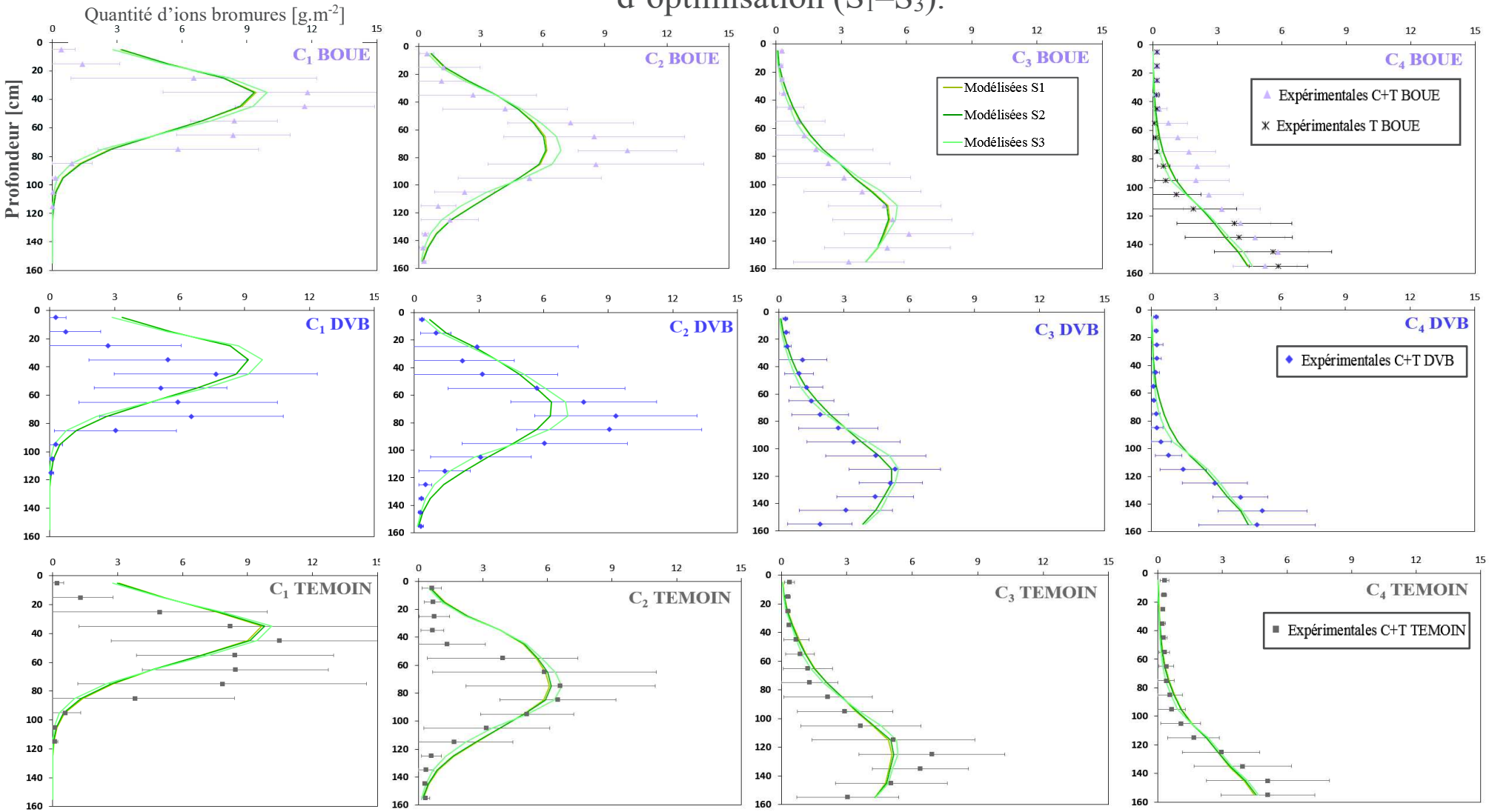
Tableau II : Calcul des doses initiales en ions bromures (en rouge) selon le scénario d'optimisation S_7' qui considère le traceur équitablement réparties dans les dix derniers cm de l'horizon de surface à t_0 et pour un apport à hauteur des doses estimées lors du « *TEST-A* » soit de 55 g.m^{-2}.

Parcelle	*Volume sol*	$\theta_{0\text{-}28\ cm}$	*Volume d'eau*	*Masse Br^- apportée*	*Teneur en bromures*	S_7' - "TEST-A"
	[m^3]	[cm^3.cm^{-3}]	[m^3]	[g]	[g.m^{-3}]	[mmol.cm^{-3}]
BOUE	25.2	0.3187	8031	3951	0.492	0.017855
DVB	25.2	0.3345	8428	4133	0.490	0.017799
TEMOIN	25.2	0.3081	7763	4090	0.527	0.019120

Parcelle	*Volume sol*	$\theta_{0\text{-}28\ cm}$	*Volume d'eau*	*Masse Br^- apportée*	*Teneur en bromures*	S_7' - 55 g.m^{-2}
	[m^3]	[cm^3.cm^{-3}]	[m^3]	[g]	[g.m^{-3}]	[mmol.cm^{-3}]
BOUE	25.2	0.3187	8031	4950	0.616	0.022371
DVB	25.2	0.3345	8428	4950	0.587	0.021316
TEMOIN	25.2	0.3081	7763	4950	0.638	0.023142

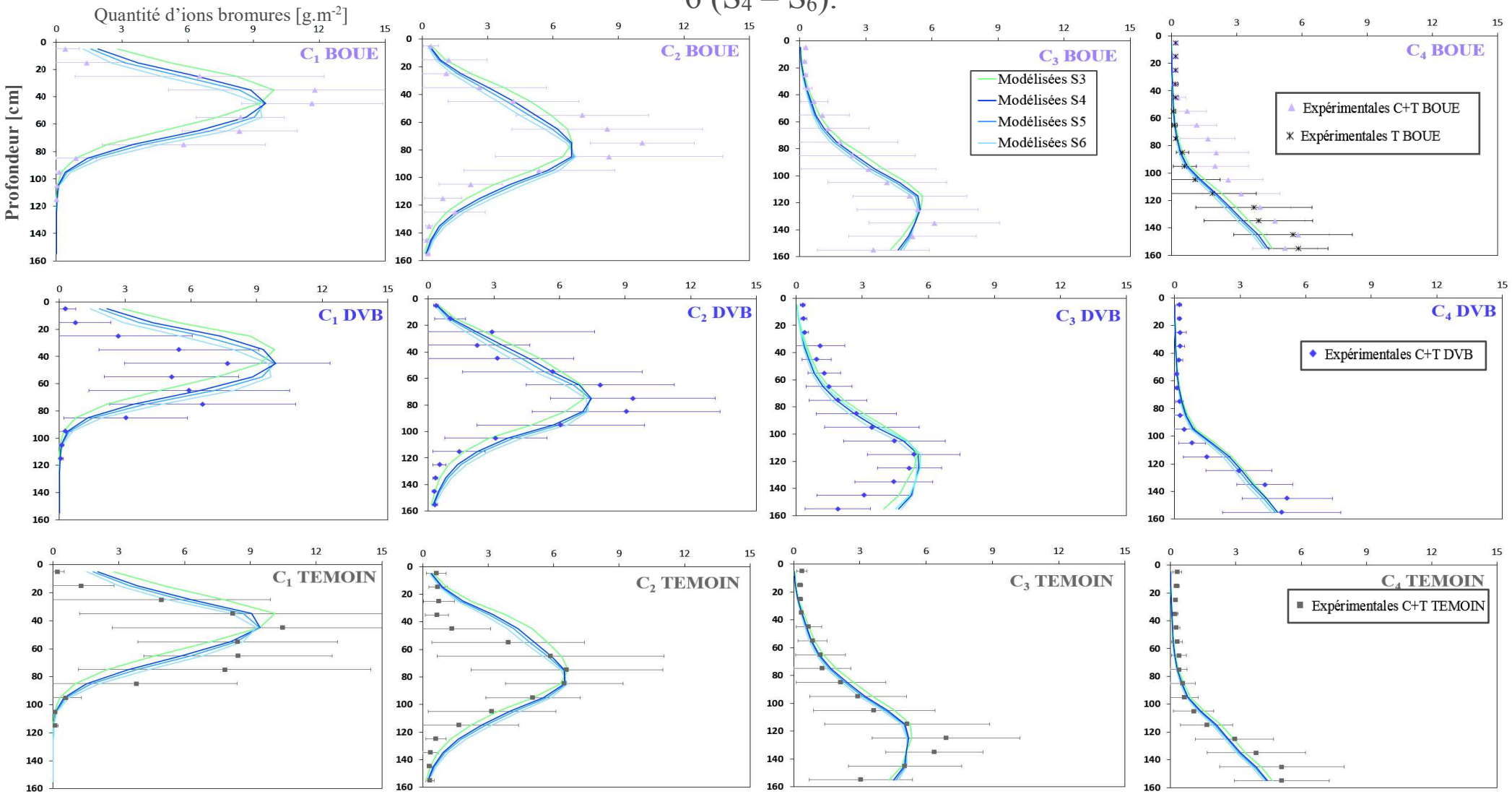
Annexe 4.M

Résultats des modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D pour les trois premiers scénarios d'optimisation (S_1–S_3).



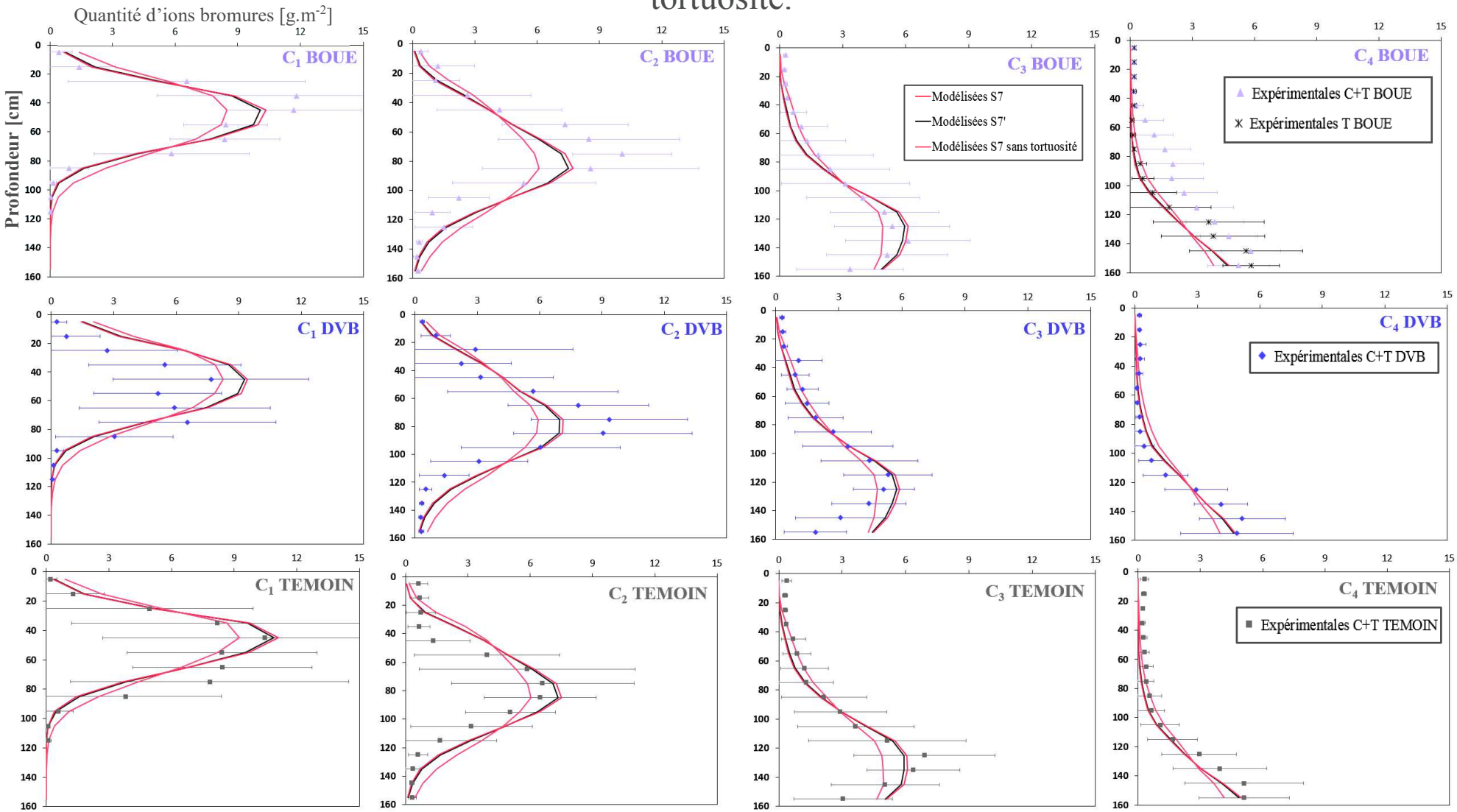
Annexe 4.N

Résultats des modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D pour les scénarios d'optimisation 4 à 6 (S_4 – S_6).



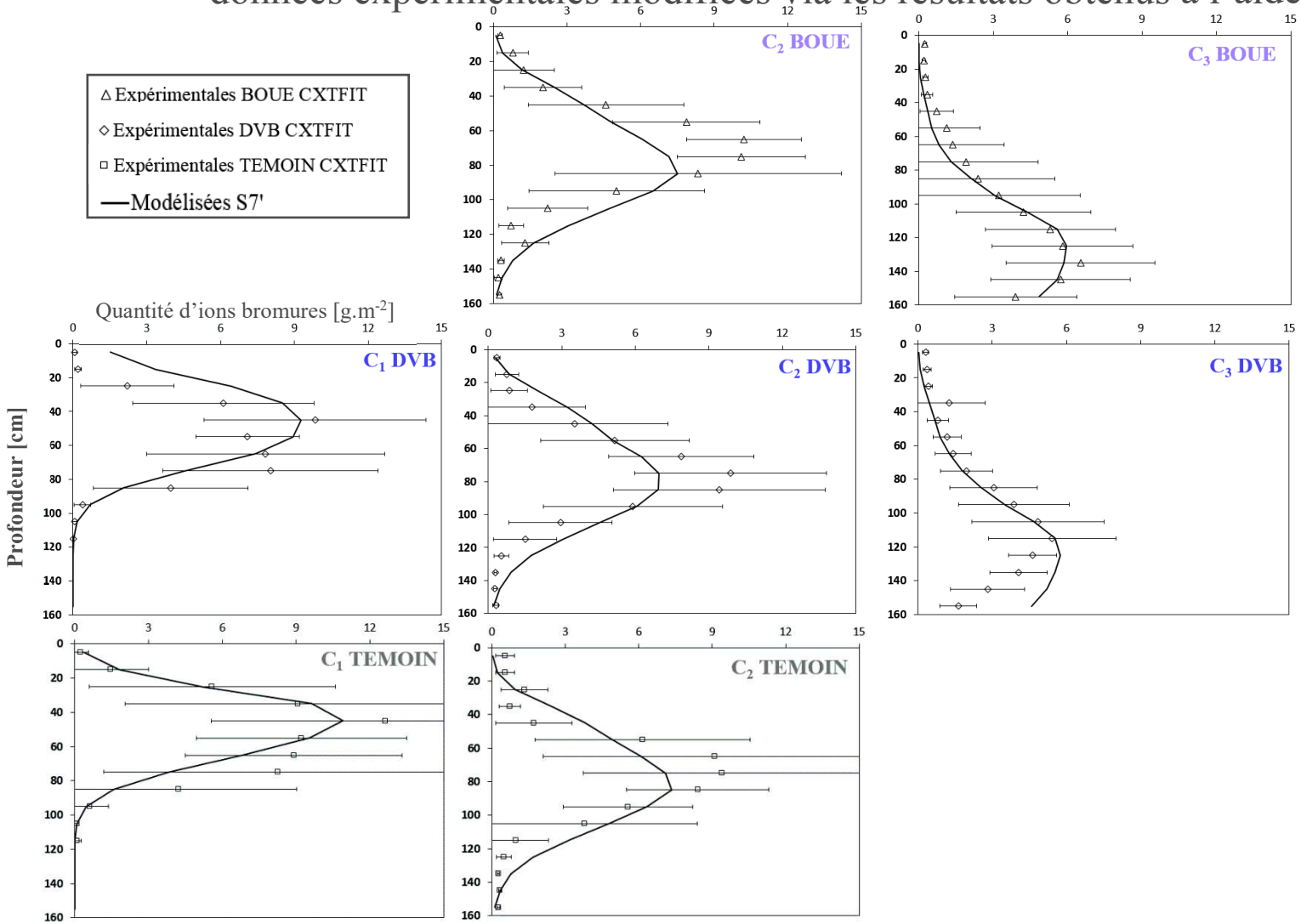
Annexe 4.O

Résultats des modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D concernant l'étude des facteurs de tortuosité.



Annexe 4.P

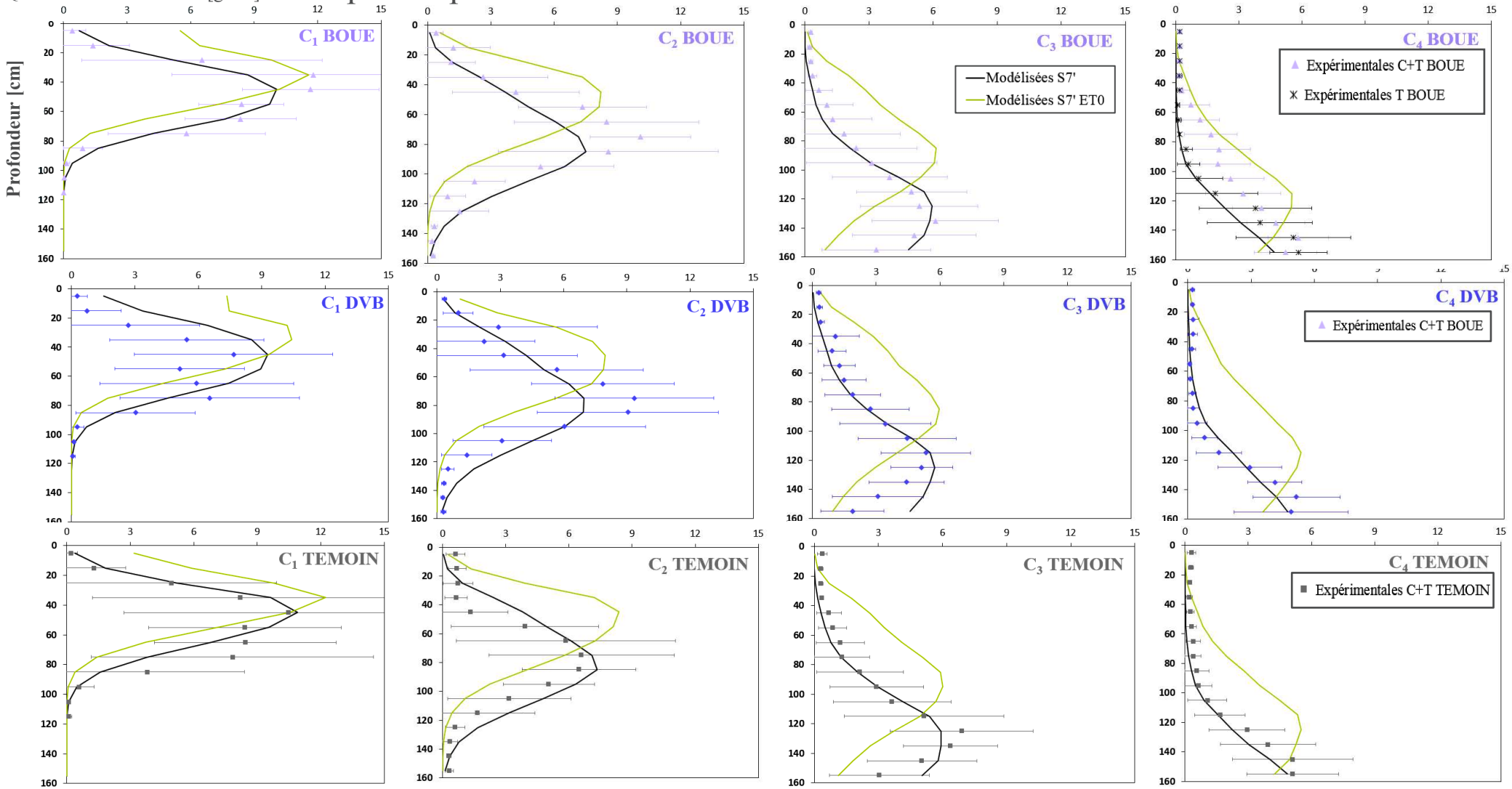
Résultats des modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D avec le scénario S_7' et selon les données expérimentales modifiées via les résultats obtenus à l'aide de CXTFIT.



L'absence de certaines campagnes signifie que l'ensemble des données expérimentales a pu convenablement être modélisé à l'aide de CXTFIT pour ces dernières.

Annexe 4.Q

Résultats des modélisations effectuées à l'aide d'HYDRUS-1D avec S_7' et selon le type d'évapotranspiration considérée en condition limite haute du modèle.



Annexe 4.R

Doses initiales en ions bromures renseignées à t_0 sur HYDRUS-1D pour chaque case lysimétrique.

Tableau I : Calcul des doses initiales considérées à t_0 pour tous les nœuds composant le profil 0–10 cm de chaque case lysimétrique.

Case	*Volume sol*	$\theta_{0\text{-}10\ cm}$	*Volume d'eau*	*Masse Br^- apportée*	*Teneur en bromures*	*Dose initiale Br^- HYDRUS-1D*
	[m^3]	[$cm^3.cm^{-3}$]	[m^3]	[g]	[$g.m^{-3}$]	[$mmol.cm^{-3}$]
1 - TEMOIN	0.4	0.2646	106	200	1.888	0.023633
2 - DVB	0.4	0.2646	106	200	1.888	0.023633
3 - BOUE	0.4	0.2645	106	200	1.890	0.023648
4 - TEMOIN	0.4	0.2958	118	200	1.689	0.021144
5 - DVB	0.4	0.2646	106	200	1.888	0.023633
6 - BOUE	0.4	0.2646	106	200	1.888	0.023633

Tableau II : Doses optimisées obtenues sur HYDRUS-1D à partir des résultats du S_{3C} et quantités d'ions bromures recalculées correspondantes.

Case	*Dose optimisée Br^-*	*Volume sol*	$\theta_{0\text{-}10\ cm}$	*Volume d'eau*	*Teneur en bromures*	*Quantité bromures recalculée*
	[$mmol.cm^{-3}$]	[m^3]	[$cm^3.cm^{-3}$]	[m^3]	[$g.m^{-3}$]	[$g.m^{-2}$]
1 - TEMOIN	0.0280	0.4	0.2646	106	2.237	59.2
2 - DVB	0.0240	0.4	0.2646	106	1.918	50.7
3 - BOUE	0.0255	0.4	0.2645	106	2.038	53.9
4 - TEMOIN	0.0211	0.4	0.2958	118	1.689	50.0
5 - DVB	0.0245	0.4	0.2646	106	1.958	51.8
6 - BOUE	0.0232	0.4	0.2646	106	1.854	49.1

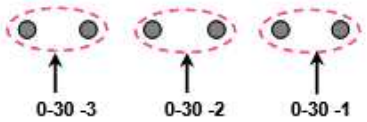
ANNEXES

CHAPITRE .5

ÉTUDE LA DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DES PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES EN SOL NU ET DE L'EFFET DES APPORTS SUR LA LIXIVIATION DES NITRATES

Annexe 5.A

Méthodologie d'échantillonnage mise en place dans le cadre des campagnes de reliquats azotés.

Date de prélèvement	Constitution des échantillons composites				nombre total d'échantillons
	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	90-120 cm	
Avant épandage	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	240
Après épandage (avant semis culture de printemps)	3 répétitions : les deux consécutifs prélèvements sont regroupés dans le même sachet (soit 3 sachets par parcelle pour l'horizon 0-30), étiquettes notées -1, -2 et -3. 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	360
Après récolte de la culture de printemps (en automne)	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	240
Sortie hiver	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	240
Après récolte de la céréale à paille (en été)	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	6 prélèvements regroupés 	240

Annexe 5.B

Étude de la conservation des nitrates dans l'eau de drainage des cases lysimétriques.

L'un des avantages majeurs inhérents à l'étude de la dynamique hydrique et du transport de solutés sur un dispositif de cases lysimétriques est la possibilité de collecter la totalité de l'eau drainée au-delà de la limite inférieure de la case, soit 100 cm dans notre cas. De plus, la mise en place de compteurs de débit dès mars 2013 a permis de substituer la lecture manuelle hebdomadaire des volumes d'eau drainés cumulés jusqu'alors effectuée, par une acquisition automatisée de chaque basculement des augets permettant un suivi des drainages à 0.1 mm près (Chapitres 2 et 3). Par conséquent, une description très fine des flux de solutés a pu être obtenue tout au long des travaux de thèse permettant un suivi expérimental précis du transport des ions bromures et nitrates indépendamment du rythme de drainage constaté (Chapitres 4 et 5).

Néanmoins, lors de périodes où le drainage observé sur les cases est peu intensif voir absent, l'eau échantillonnée dans les flacons de récupération peut être amenée à stagner plusieurs jours avant que les volumes collectés soient jugés suffisants pour constituer un échantillonnage représentatif permettant un dosage des teneurs en Br^- et NO_3^- dans l'eau de drainage. Durant ces quelques jours, des évolutions des concentrations en nitrates dans l'eau stagnante sont susceptibles de se produire au travers des processus biologiques de (*i*) nitrification qui consiste en l'oxydation de l'ammoniaque (NH_3) ou des ions ammonium (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-) (Bock et Wagner, 2006) ; (*ii*) dénitrification qui consiste en la réduction des nitrates en azote gazeux. Les ions ammonium et nitrites ne s'accumulent habituellement pas dans l'eau (Cheverry, 1998), des teneurs très souvent inférieures à la limite de détection de la méthode d'analyse étant retrouvées lors du dosage de ces derniers dans les échantillons aqueux.

La dénitrification est reconnue comme la principale voie d'évolution des teneurs en nitrates dans l'eau (Neilson et Allard, 2007), bien que de nombreux facteurs interviennent dans la mise en place des conditions favorables à ce phénomène (Robertson, 1989). Une étude succincte des conditions favorables à la mise en place du processus de dénitrification et aux différents moyens de conservation des teneurs en nitrates dans l'eau a dans un premier temps été réalisée. Les résultats de différentes manipulations entreprises pour l'étude du phénomène de dénitrification dans l'eau de drainage au cours du temps vont ensuite permettre d'établir un nouveau protocole d'échantillonnage de l'eau de drainage des cases lysimétriques. Ce dernier comprend notamment l'ajout d'un volume de chloroforme au fond des flacons de récupération en amont de leur mise en place dans les regards des cases et différentes étapes dont la réalisation est dépendante du rythme de drainage observé sur les cases lysimétriques.

Généralités

La dénitrification consiste en une chaine de quatre réductions successives qui permettent de transformer l'azote nitrique en azote gazeux (Figure I). Chacune d'entre elles est catalysée par des enzymes spécifiques, ces dernières étant codées par au minimum deux gènes pour les trois premières étapes de dénitrification (van Elsas et al., 2007).

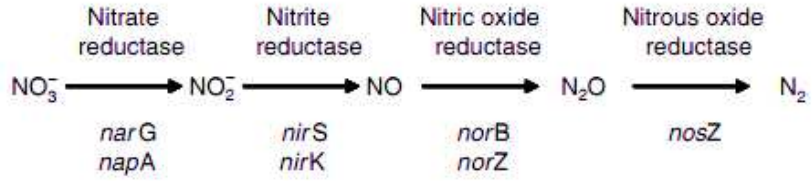


Figure I : Les quatre étapes de la dénitrification et les enzymes et gènes associés (van Elsas et al., 2007).
Les enzymes et gènes associés à chaque étape de réduction sont représentés respectivement au-dessus et en dessous de chaque flèche.

Initialement, la dénitrification était principalement perçue comme une perte d'azote utilisable par la plante (Deherain et Maquenne, 1882). Ce n'est que plus d'un siècle plus tard et suite à l'accroissement des pollutions azotées que son rôle épurateur et protecteur de la qualité des eau a été considéré (Mariotti, 1994). Fréquente dans les sols, le fonctionnement de la dénitrification biologique est assuré par la microflore dénitrifiante et principalement par des *Pseudomonas*, bactéries ubiquistes hétérotrophes à Gram négatif qui sont incapables de fixer l'azote atmosphérique et représentent le genre dénitrifiant cultivable prépondérant (Germon et Couton, 1999). Toutefois, Philippot et Germon (2005) ont montré qu'entre 10 et 50 % des bactéries du sol permettent de réaliser la réduction des nitrates en nitrites tandis qu'uniquement 0.1 à 5 % sont capables d'effectuer celle du protoxyde d'azote (N_2O) en diazote (N_2). La dénitrification est par conséquent souvent considérée comme le principal processus responsable des émissions de N_2O par les sols, ce dernier étant reconnu pour son rôle dans le réchauffement climatique et la destruction de l'ozone stratosphérique (Rabot, 2014).

Hiérarchisé par Robertson (1989), les facteurs de contrôle de la dénitrification dans le sol sont relativement nombreux et peuvent être classés entre facteurs distaux et proximaux (Figure II). Ces derniers sont au nombre de trois avec la pression en dioxygène, les teneurs en nitrates et la disponibilité en substrat carboné. En effet, la dénitrification étant un mode de respiration principalement anaérobie, le fonctionnement et la synthèse des enzymes impliquées dans ce processus sont généralement inhibés par la présence d'oxygène.

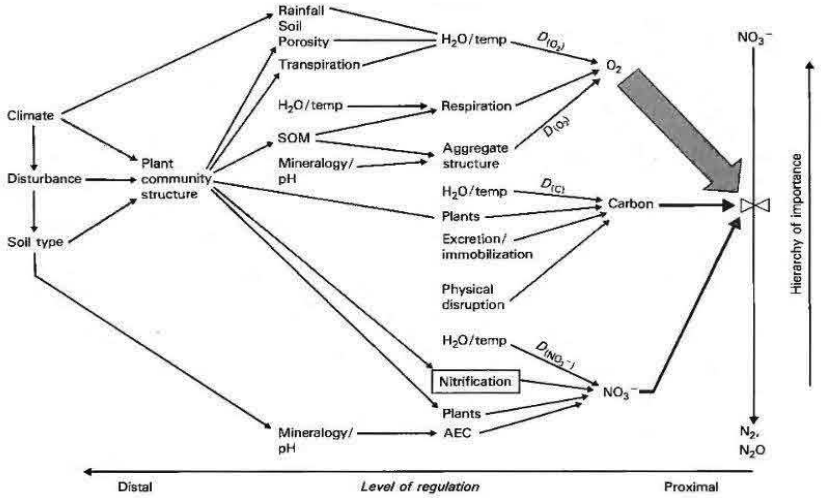


Figure II : Facteurs proximaux et distaux associés à la dénitrification (Robertson, 1989).

Mis en évidence sur la Figure III, le fonctionnement de la dénitrification dépend de la part de la porosité occupée par la solution du sol (WFPS pour « Water-Filled Pore Space »). Celle-ci conditionne en effet l'aération et l'anoxie du sol et provoque une augmentation exponentielle de l'activité bactérienne de dénitrification à partir d'un WFPS > 60 % (Linn et Doran, 1984).

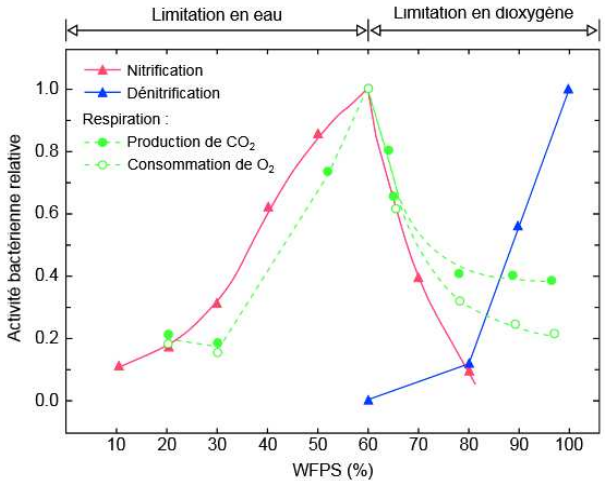


Figure III: Relation entre WFPS et activité bactérienne relative de nitrification, de dénitrification et de respiration (Rabot, 2014).

De plus, la disponibilité en carbone organique joue également un rôle prépondérant. En effet, la plupart des bactéries dénitrifiantes étant hétérotrophes, le C_{org} est utilisé comme source d'énergie et intervient comme donneur d'électrons durant la dénitrification. En présence de conditions favorables, la cinétique de dénitrification dans le sol est corrélée à celle de la minéralisation du carbone, une relation entre quantité d'azote potentiellement dénitrifiable et carbone minéralisable pouvant par conséquent être établie. Enfin, la présence de nitrates est un facteur proximal important de la dénitrification, une réponse de l'activité dénitrifiante de type Michaelis-Menten à la concentration en NO_3^- étant effectivement observée dans le sol (Germon et Couton, 1999). De plus, chacun des trois facteurs proximaux mentionnés ci-dessus est influencé par plusieurs variables distales comprenant notamment les conditions climatiques (pluviométrie, évapotranspiration, etc...), la teneur en eau du sol, le pH, la température, le travail du sol ou encore l'apport de matière organique (Figure II).

En outre, bien que la dénitrification soit principalement constatée dans le sol avec des niveaux de microflore dénitrifiante pouvant atteinte les 10^6 bactéries par g de sol dans l'horizon travaillé (Chèneby et al., 1998), celle-ci est également observée dans l'eau. En effet, en l'absence de conditions favorables à la dénitrification les populations de bactéries dénitrifiantes sont capables de se maintenir durablement dans la zone vadose du sol bien que leurs quantités décroissent sensiblement avec la profondeur (Weier et Macrae, 1992). La présence de dénitrification a donc été mise en évidence dans certains aquifères (Cheverry, 1998 ; Landreau et Mariotti, 1989 ; Mariotti, 1994 ; Uffink, 2004), celle-ci étant notamment fonction de la disponibilité en carbone organique dissous (COD), de la teneur en nitrates et du niveau d'anoxie dans le toit de la nappe.

Toutefois, la dénitrification, bien que classiquement dite anaérobie, peut avoir lieu à pression atmosphérique en dioxygène (Khalil et al., 2004), une partie de la microflore dénitrifiante étant capable d'utiliser les nitrates comme accepteurs finaux d'électrons en présence de dioxygène (Robertson, 1989). En présence de conditions favorables, et de ce fait de teneurs en nitrates et de quantités de COD suffisantes dans l'eau de drainage des cases lysimétriques, il est tout à fait possible qu'une dénitrification puisse avoir lieu. Dans le cas de périodes

de drainage peu intensif où de faibles volumes d'eau sont susceptibles de stagner plusieurs jours dans les flacons de récupération entre deux dates d'échantillonnage, la dénitrification pourrait avoir un impact non négligeable sur la diminution des teneurs en NO_3^-, engendrant ainsi un calcul de flux qui sous-estimerait les flux réels observés sans dénitrification. Par conséquent, des tests de conservation permettant l'étude de l'évolution des teneurs en nitrates dans l'eau de drainage en fonction du temps ont été effectués. De même, l'ajout d'un agent de conservation des nitrates dans l'eau dans les flacons de récupération a été réalisé en amont de leur mise en place dans les regards des cases lysimétriques. L'objectif est de prévenir le risque de dénitrification et plus généralement toute évolution des teneurs en NO_3^- dès l'instant où l'échantillonnage commence à être opéré.

Suite aux hypothèses développées ci-dessus, la présence d'un agent de conservation des nitrates dans l'eau semble être nécessaire dès la mise en place de l'échantillonnage de l'eau de drainage destinée à l'analyse des concentrations en nitrates. En effet, sans agent et en présence de conditions favorables, la dénitrification risquerait d'engendrer une sous-estimation des concentrations en nitrates par rapport à celles qui auraient été retrouvées si l'eau avait été immédiatement analysée, notamment si plusieurs jours séparent l'échantillonnage de l'eau de son analyse. Néanmoins, malgré l'existence d'un risque, certaines méthodes de prélèvements à des fins d'analyse des teneurs en nitrates en matrices aqueuses conseillent uniquement une conservation des échantillons à 4 °C, sans ajout d'agent de conservation (Chery et al., 2000). Cependant, de nombreux protocoles préconisent l'ajout d'un agent de conservation si l'analyse est réalisée plus de 24 h après l'échantillonnage, notamment dans le cadre du dosage des teneurs en nitrates dans des échantillons d'eau usuellement effectué par (*i*) spectrométrie d'absorption moléculaire ; (*ii*) colorimétrie à flux continu ; (*iii*) chromatographie ionique (Rodier et al., 2009).

Dans notre cas, l'ajout d'un agent de conservation au fond des flacons de récupération d'eau de drainage des cases est d'autant plus crucial que l'étape d'échantillonnage peut durer plusieurs semaines, notamment lors des périodes de drainages peu intensifs. Celles-ci sont en outre ordinairement corrélées aux saisons chaudes où de fortes valeurs d'évapotranspirations journalières sont constatées et où les températures dans les regards peuvent atteindre jusque 25 °C (Figure IV), soit plus de 20 °C supplémentaires par rapport à celle préconisée pour une conservation des échantillons permettant de limiter les évolutions des teneurs en nitrates avant l'analyse (4 °C).

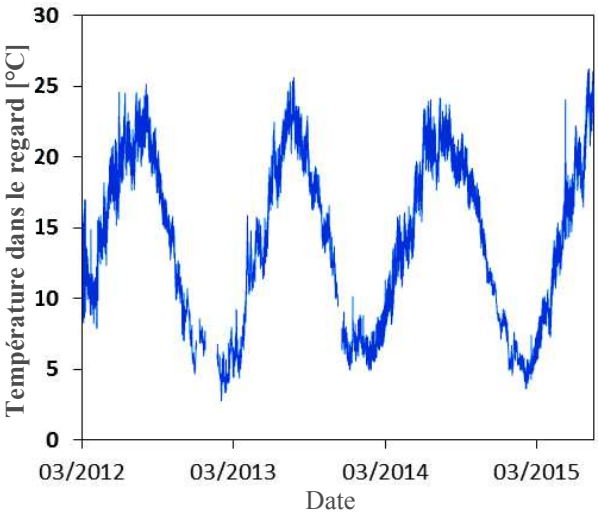


Figure IV: Températures observées dans un des regards où est récupérée l'eau de drainage des cases.

Les modes opératoires incluent très souvent une acidification de la solution à un pH < 2, à l'aide d'acide sulfurique (H_2SO_4) ou chlorhydrique (HCl) (Rodier et al., 2009). Néanmoins, dans le cadre des travaux effectués lors de la thèse, le suivi *in situ* de la dynamique des bromures et des nitrates a engendré la mise en place par le laboratoire d'analyse partenaire (SADEF) d'une méthode de dosage par chromatographie ionique

(ISO 10304-1) permettant la quantification de ces deux anions dans un même échantillon et en un seul run. La présence d'acide sulfurique ou chlorhydrique n'est donc pas conseillée car elle nécessite la neutralisation du pH de la solution sous peine d'engendrer des effets de matrice pouvant perturber la détection. De plus, ces deux acides impliquent également la présence de quantités considérables d'ions sulfates (SO_4^{2-}) et chlorures (Cl^-) tous deux détectés par la méthode d'analyse, les pics chromatographiques de ces deux espèces risquant d'entraver la détection de ceux des ions Br^- et NO_3^-. Par conséquent, le choix s'est porté sur le chloroforme, autre agent souvent utilisé pour la conservation des teneurs en nitrates ou d'autres espèces ioniques dans l'eau (El Ouchy et al., 2014 ; Murphy et Riley, 1956 ; Rodier et al., 2009). Celui-ci n'étant pas détecté par la méthode analytique utilisée, il ne gênera aucunement la détection par conductimétrie des espèces ioniques d'intérêt contrairement aux acides susmentionnés.

Découvert durant les travaux d'Eugène Soubeiran en 1831, qui le qualifia de « *liquide incolore à l'odeur éthérée plaisante et pénétrante* » (Stratmann, 2013), le chloroforme (n° CAS 67-66-3) est un liquide hautement volatil de formule brute $CHCl_3$. Il possède une masse volumique apparente de 1.48 $g.cm^{-3}$ et une solubilité dans l'eau relativement faible et comprise entre 7.2 et 9.3 $g.L^{-1}$ à 25 °C (Watts et al., 2004). Toutefois, en l'absence de stabilisation, le chloroforme s'oxyde rapidement à l'air pour former de l'acide chlorhydrique et de l'oxychlorure de carbone (ou phosgène) tous deux extrêmement toxiques. De ce fait, il est important que le chloroforme utilisé et destiné à l'analyse soit stabilisé (Maudens et al., 2007). Cela peut être réalisé notamment en ajoutant un alcool (0.5 à 1 % d'éthanol) ou un hydrocarbure (0.002 à 0.02 % d'amylène ou de cyclohexane par exemple), aboutissant à la neutralisation du phosgène (Cone et al., 1982 ; Nelson, 2003) (Figure V).

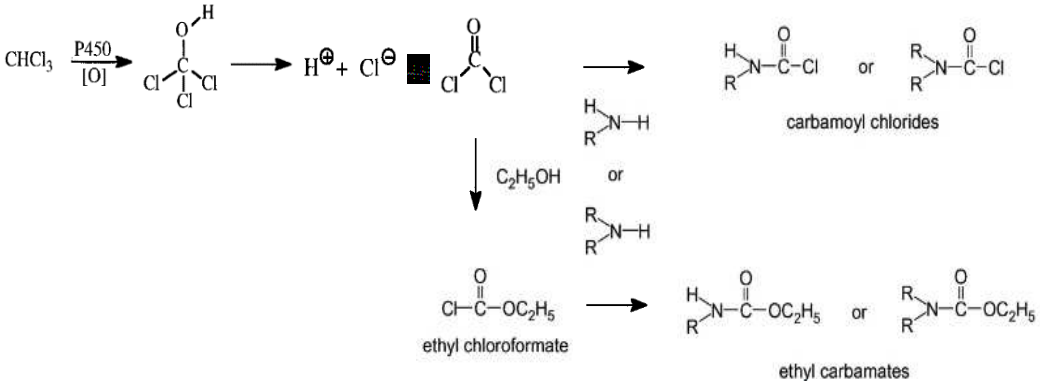


Figure V : Oxydation du chloroforme et stabilisation à l'aide d'éthanol ou d'amines (Maudens et al., 2007).

Finalement, pour des raisons de disponibilité et de budget, le chloroforme utilisé comme agent de conservation est conditionné en fût métallique de 25 L et stabilisé à l'amylène (Fisher Chemical®). Certains travaux avancent toutefois le fait que cette stabilisation est moins efficace que celle effectuée à l'éthanol et ne peut empêcher, à terme, la dégradation du chloroforme et la formation de phosgène (Middleditch, 1989 ; Turk, 1998). Un point important va donc être le renouvellement à intervalles réguliers du chloroforme via des prélèvements effectués au travers d'un pompage, depuis le fût situé dans un local de stockage des produits chimiques, d'une quantité donnée de chloroforme « frais » dans un flacon en verre ambré conservé à 4 °C.

Étude de la conservation des nitrates dans l'eau par la SADEF

Quelques mois après le début des travaux de thèse et suite aux premières discussions communes concernant les risques d'éventuelles évolutions des teneurs en nitrates dans l'eau au cours du temps, la SADEF, laboratoire d'analyse partenaire, a réalisé une étude préliminaire sur la conservation des teneurs en nitrates dans l'eau. Celle-ci est effectuée à partir des prélèvements mis en place dans le cadre de l'évaluation de l'hétérogénéité post apport des ions bromures (« *TEST-H* », cf. Chapitre 4). Les 75 échantillons ont été soumis au mode opératoire d'extraction de l'azote minéral et des bromures à l'eau déminéralisée par agitation à retournement détaillé dans le Chapitre 4. Cependant, pour chaque échantillon, l'extraction est accomplie successivement avec et sans l'ajout d'approximativement 1 % de chloroforme (v/v) au volume total de la solution. Suite à l'extraction, les flacons restent en décantation 1 h puis l'eau est centrifugée puis conservée dans des flacons fermés, sous hotte et à température ambiante (20°C ± 5°C) durant deux jours puis dosés par chromatographie ionique selon le protocole également décrit dans le Chapitre 4.

L'étude de la conservation des teneurs en nitrates dans l'eau effectuée par la SADEF permet la mise en évidence d'une dégradation de ces dernières en l'absence d'agent de conservation. En effet, sur les 75 prélèvements effectués au total sur les trois parcelles en sol nu, seuls 7 présentent des teneurs en nitrates qui à J+2 sont encore comparables à celles retrouvées à J_0 en l'absence de chloroforme dans l'eau d'extraction. Ainsi, plus de 90 % des échantillons voient leurs quantités de nitrates diminuer de façon très variable, et souvent drastiquement, après avoir été stocké durant deux jours sous une hotte à température ambiante ($R^2 < 0.6$, cf. Figure VI). Nous remarquons cependant que l'ajout de 1 % de chloroforme au volume total de la solution assurant l'extraction des nitrates permet une conservation quasi-parfaite des teneurs en NO_3^- entre J_0 et J+2 ($R^2 > 0.99$, **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

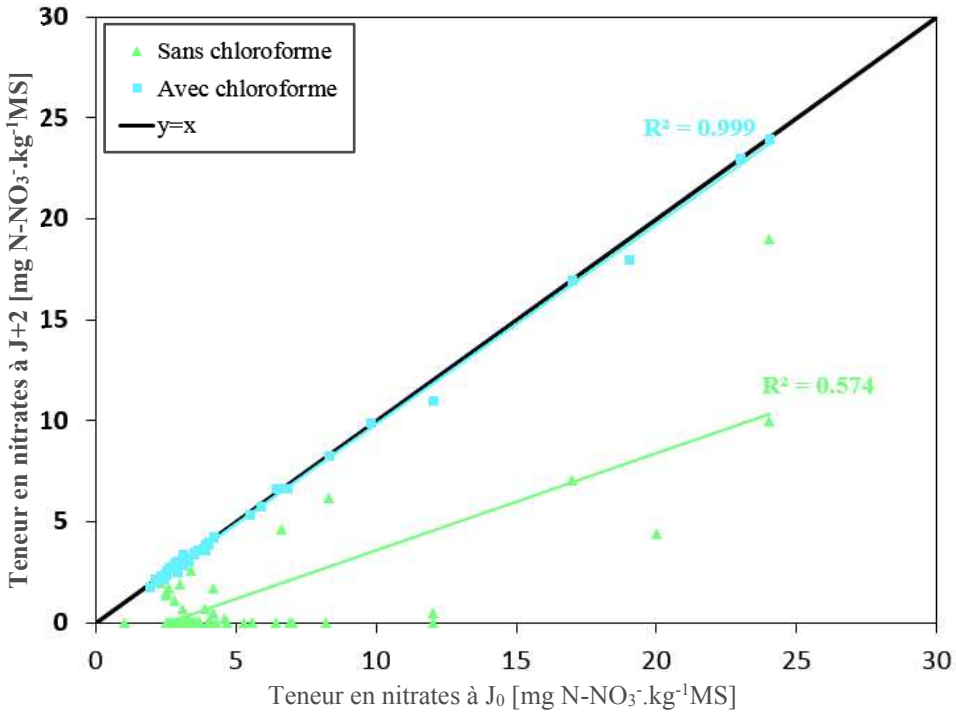


Figure VI : Conservation des teneurs en nitrates dans l'eau d'extraction des échantillons de terres, effectuée avec ou sans l'ajout de 1 % de chloroforme.

Ces résultats mettent en avant la présence d'une probable dénitrification prenant place en l'absence de $CHCl_3$ dans la phase aqueuse ayant servi à extraire les composés anioniques d'intérêt des échantillons de terre dont ils sont initialement issus. Par conséquent, dans le but de prévenir toute évolution des concentrations en nitrates, un ajout de 1% de chloroforme (v/v) est constamment réalisé par le laboratoire d'analyse lors la mise en solution de l'échantillon de terre avec l'eau déminéralisée permettant l'extraction.

De plus, un risque de dégradation des teneurs en nitrates dans l'eau ayant été souligné au travers de cette étude, un ajout de chloroforme est également effectué au fond de chaque flacon de récupération d'eau de drainage des cases lysimétriques préalablement à leur mise en place dans les regards en remplacement de l'ancien jeu de flacons.

Étude de la volatilisation du chloroforme dans les flacons de récupération

Suite à l'ajout initial de chloroforme dans les flacons de récupération dans le cadre de la mise en place du nouveau protocole d'échantillonnage de l'eau de drainage des cases lysimétriques, des tests ont été mis en place dans le but de déterminer la vitesse de volatilisation du chloroforme sous différents volumes de lames d'eau ultra pure également présentes initialement dans le flacon et censées la ralentir. En effet, la volatilisation très rapide du chloroforme est ralentie par la présence d'une lame d'eau qui, du fait de sa masse volumique apparente inférieure, se trouvera au-dessus de la phase organique. En l'absence d'un rythme de drainage suffisant pour recouvrir rapidement la phase organique plus dense, il sera de ce fait nécessaire d'ajouter une lame d'eau ultra pure qui permettra la conservation d'une quantité suffisante de chloroforme dans le flacon pour la durée de l'échantillonnage.

L'eau ultra pure est obtenue par un système Milli-Q® provenant d'une unité Q-POD® conforme aux spécifications quantitatives ISO 3696 :1987 de l'eau de Type 1 (Tableau I). Composée d'une cartouche comprenant une résine échangeuse d'ions et d'un filtre en polypropylène haute densité (0.1 µm), elle assure l'obtention d'une eau ultra pure sans particules et contenant un minimum d'espèces ioniques.



Paramètre	*Valeur*	*Unité*
Résistivité à 25 °C	18.2	$M\Omega.cm^{-1}$
COT	< 5	$\mu g.L^{-1}$
Bactéries	< 0.1	$UFC.mL^{-1}$
Particules > 0.22 µm	< 1	$Particule.\mu m^{-1}$
Endotoxines	< 0.001	$EU.mL^{-1}$
RNases	< 0.01	$mg.mL^{-1}$
DNases	< 4	$pg.mL^{-1}$

Tableau I : Caractéristiques de l'eau ultrapure obtenue avec un système Milli-Q®, une unité Q-POD et un filtre final Biopak.

De plus, la solubilité du $CHCl_3$ dans l'eau étant d'environ 8 $g.L^{-1}$ à 25 °C, et en accord avec le laboratoire d'analyse, il a été décidé d'ajouter un volume maximum de chloroforme qui correspond à approximativement 0.5 % du volume total de solution, soit environ 10 mL pour des flacons de récupération d'une capacité de 2 L. La volatilisation a été étudiée dans une salle où la température est régulée entre 18 et 25 °C pour correspondre à la tranche extrême constatée dans les regards des cases durant les saisons estivales (Figure IV).

Dans un premier temps, un test est réalisé dans six flacons de 2 L laissés ouverts et contenants des volumes variables de lames d'eau ultra pure et/ou de chloroforme (Image I) :

- 20 mL $CHCl_3$
- 50 mL H_2O
- 15 mL $CHCl_3$ + 35 mL H_2O
- 10 mL $CHCl_3$ + 50 mL H_2O
- 10mL $CHCl_3$ + 100 mL H_2O
- 10 mL $CHCl_3$ + 500 mL H_2O

À noter que les volumes d'eau sont pesés sur une balance de précision KERN® PKS 3600-2 (± 0.05 g) (Image II) et ceux de chloroforme ajoutés avec une pipette graduée de 20 (± 0.1) mL.



Image I : Mise en place des tests de volatilisation du $CHCl_3$.



Image II : Pesée d'un flacon et calcul du $CHCl_3$ volatilisé entre deux dates.

L'aspect volatil du chloroforme étant bien connu, l'ajout d'une lame d'eau ultra pure permettant de ralentir son évaporation en l'absence ou dans le cas de faibles drainages constatés au moment de la mise en place des flacons de récupération semble nécessaire pour permettre de conserver un volume minimum de chloroforme durant plusieurs jours au fond des contenants.

Une première étude, qui comprend 22 pesées de six mélanges eau/chloroforme réalisées sur 16 jours consécutifs dont plus de la moitié sont effectuées durant les 72 premières heures de la manipulation, permet un suivi précis de la volatilisation observée initialement.

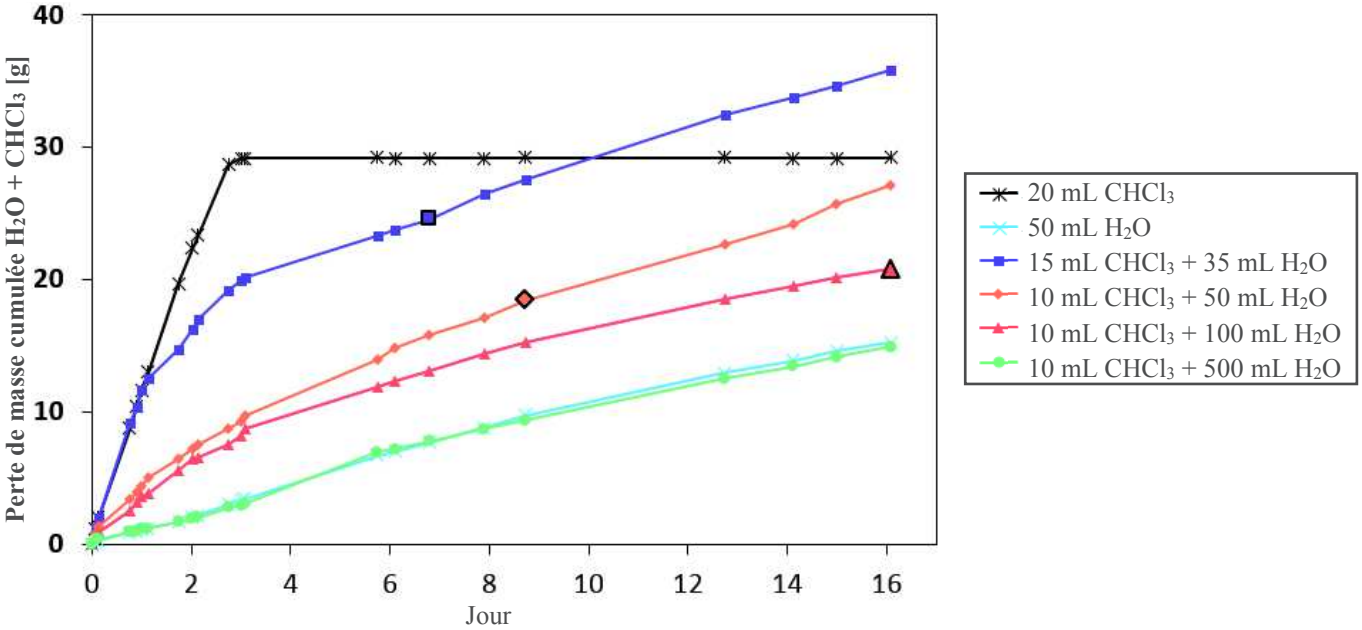


Figure VII : Étude de l'évaporation d'un mélange eau/chloroforme pour différents rapports chloroforme/eau ultra pure.
Les marqueurs de tailles supérieures indiquent le moment où la totalité du chloroforme présent sous la lame d'eau semble s'être volatilisé.

Comme attendu, nous observons qu'une volatilisation très rapide s'opère en l'absence de lame d'eau dans le flacon, les 20 mL de chloroforme se volatilisant de façon linéaire en moins de trois jours (Figure VII). Nous remarquons également que plus le volume d'eau présent au-dessus de la phase organique est conséquent, plus la volatilisation du chloroforme est ralentie. En effet, le chloroforme n'est plus visible après environ 6.5, 9 et 16 jours pour des lames d'eau de respectivement 35, 50 et 100 mL ajoutées dans les flacons de récupération. Enfin, lorsque 500 mL d'eau ultra pure se trouve au-dessus du chloroforme, son évaporation semble négligeable au vu de sa dynamique semblable à celle d'une lame d'eau de 50 mL laissée seule dans le flacon (Figure VII). Finalement, un ajout de 10 mL de chloroforme et d'une lame d'eau ultrapure de 50 mL apparait être un bon compromis entre (*i*) la présence de chloroforme au fond du flacon durant au moins une semaine même en l'absence de drainage ; (*ii*) un facteur de dilution à appliquer à l'échantillon après analyse très souvent proche de 1 (< 1.1 si le volume d'eau drainé échantillonné dans le flacon est supérieur à 500 mL).

Suite à ces résultats, une seconde étude est réalisée avec trois répétitions permettant de suivre, durant environ 11 jours, l'évaporation de 10 mL chloroforme contenu sous une lame d'eau ultra pure de 50 mL. Nous constatons ainsi que les dynamiques d'évaporation sont relativement semblables dans les trois flacons, les pertes de masse cumulées étant également comparables à celles retrouvées lors de la première étude (Figures VII et VIII). De même, la présence de chloroforme au fond des flacons plus de sept jours après le début de la manipulation vient une nouvelle fois confirmer que, même en l'absence de drainage et dans le cas de températures estivales, la stabilisation des nitrates au fond des flacons de récupération d'eau de drainage est assurée durant au minimum une semaine après leur mise en place dans les regards des cases.

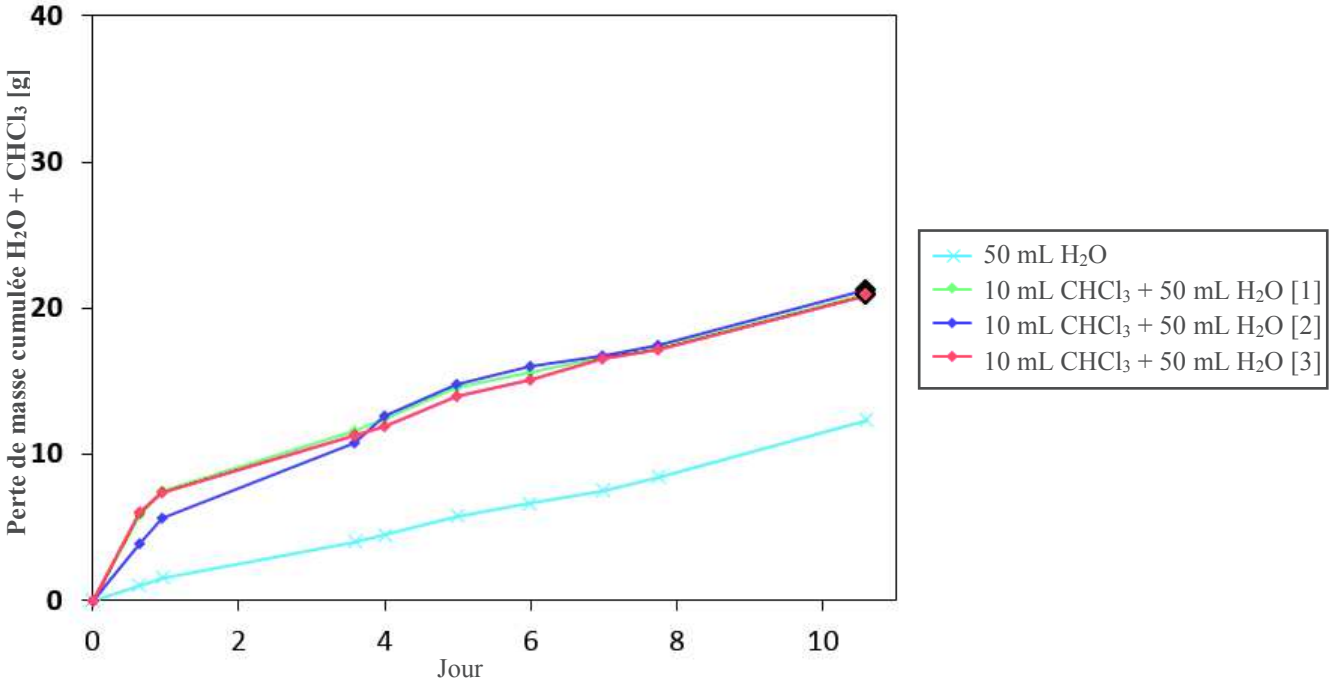


Figure VIII : Étude de l'évaporation de 10 mL chloroforme au contact de 50 mL d'eau ultra pure à travers trois répétitions.
Les marqueurs de tailles supérieures indiquent le moment ou la totalité du chloroforme présent sous la lame d'eau semble s'être volatilisé.

En définitive, une étape de préparation comprenant l'ajout de 10 mL de chloroforme au fond des flacons de récupération est entreprise avant la mise en place de ces derniers dans les regards des cases lysimétriques. De plus, dans le cas des périodes de faibles drainages ne permettant pas de recouvrir la phase organique en moins de 24 h, 50 mL d'eau ultrapure sont ajoutés dans les flacons, engendrant ainsi un facteur de dilution calculé puis appliqué aux résultats d'analyse.

Étude de la conservation des teneurs en nitrates dans l'eau de drainage des cases

Au cours des travaux de thèse, deux tests sur la conservation des teneurs en ions nitrates dans l'eau de drainage des cases lysimétriques au cours du temps ont été réalisés.

Le premier a pris place du 26/02 au 12/03/2013 et a permis l'examen, sur cinq dates de prélèvements réparties sur deux semaines (J_0 ; J+1 ; J+3 ; J+7 et J+14), des modalités (*i*) « dopage » avec des concentrations définies à hauteur de 250 et 1000 $mg.L^{-1}$ en sels de KBr et KNO_3 spécialement conçus pour l'analyse (Acros Organics-Fischer Scientific) ; (*ii*) « bromure » et l'influence éventuelle de leur présence sur la conservation des nitrates ; (*iii*) « traitement » avec la prise en compte de la Case 1 (TEMOIN) et de la Case 6 (BOUE), cette dernière présentant les plus fortes teneurs en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage. Ainsi, à J_0, les manipulations suivantes sont effectuées suite à l'échantillonnage d'eau fraichement drainée :

- Case 1 (TEMOIN) sans dopage : Blanc
- Case 6 (BOUE) sans dopage : Blanc
- Case 1 (TEMOIN) : NO_3^- 1000 $mg.L^{-1}$
- Case 1 (TEMOIN) : Br^- 1000 $mg.L^{-1}$
- Case 1 (TEMOIN) : NO_3^- + Br^- 250 $mg.L^{-1}$
- Case 1 (TEMOIN) : NO_3^- + Br^- 1000 $mg.L^{-1}$
- Case 6 (BOUE) : NO_3^- + Br^- 1000 $mg.L^{-1}$.



Image III : Disposition des contenants dans un des regards où l'eau de drainage est collectée.



Image IV : Ouverture des contenants définie pour le premier test de conservation.

L'objectif principal de ce test étant l'étude de la conservation des teneurs en NO_3^- dans l'eau de drainage des cases, il est primordial de conserver des conditions expérimentales proches de celles constatées lors de la collecte de l'eau au travers du sous-échantillonnage effectué par les compteurs de débit. Par conséquent, les contenants en plastique (≈ 4 L) utilisés pour ces tests sont disposés dans un des regards où l'eau de drainage des cases est échantillonnée (Image III), avec une proportion entre les volumes de solution et d'air qui correspond en moyenne à celle présente dans les bidons collecteurs des lysimètres. Ils sont de plus laissés légèrement ouverts (Image IV) de façon à obtenir un rapport de taille d'ouverture à l'air similaire à ces derniers. Enfin, une agitation et deux prélèvements par flacon sont opérés directement dans les regards à chaque date d'échantillonnage, correspondant ainsi au total à 70 échantillons d'eau dont les teneurs en ions Br^- et NO_3^- sont dosées par la SADEF selon la méthode décrite dans le Chapitre 4.

Le premier test de conservation mis en place du 26/02 au 12/03/2013 ne permet pas de mettre en évidence de manière non ambiguë la présence d'une dégradation des teneurs en nitrates dans les contenants en plastique disposés dans un des regards de récupération de l'eau de drainage des cases lysimétriques (Figure IX). En effet, de faibles différences sont observées entre teneurs à J_0 et J+14 (Tableau II), les seules évolutions relativement marquées des teneurs en NO_3^- au cours du temps (> 20 $mg.L^{-1}$ avec +8.4 et -4.2 %) étant corrélés avec celles des ions Br^- (+6.7 et -4.1 %, cf. Tableau III).

L'absence de dégradation peut néanmoins être en partie expliquée par les températures constatées dans le regard durant la manipulation, celles-ci étant comprises entre 3.4 et 8.2 °C (Figure X), soit des conditions proches de celles d'une conservation des échantillons au réfrigérateur et par conséquent non favorables au phénomène de dénitrification, reconnu pour décroitre fortement lorsque les températures deviennent inférieures à 11 °C (Stanford et al., 1975).

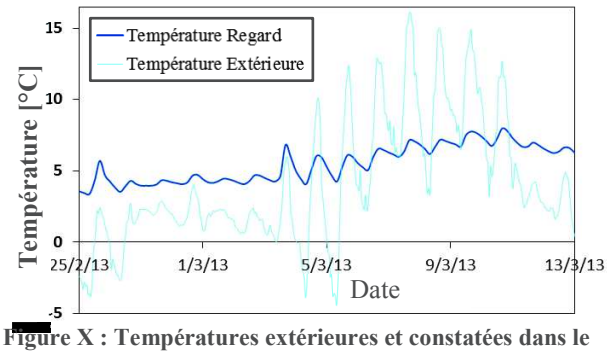


Figure X : Températures extérieures et constatées dans le regard des cases durant le premier test de conservation.

Tableau II : Évolutions des teneurs en NO_3^- constatées dans chaque contenant au cours du premier test de conservation mis en place du 26/02 au 12/03/2013.

Dopage	*J_0*	*J+1*	*J+3*	*J+7*	*J+14*	*Ecart J_0 - J+14*	
	[mg $NO_3^-.L^{-1}$]					*[%]*	
Blanc A	85	86	88	87	88	3.5	Case 1 TEMOIN
Blanc B	86	87	87	88	88	2.3	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- A	960	966	981	972	972	1.3	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- B	960	978	992	959	978	1.9	
Dopage 1000 mg.L^{-1} Br^- A	90	86	136	93	91	1.1	
Dopage 1000 mg.L^{-1} Br^- B	90	90	136	90	91	1.1	
Dopage 250 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- A	298	294	302	301	323	8.4	
Dopage 250 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- B	296	291	304	302	292	-1.4	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- A	954	966	965	972	956	0.2	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- B	959	979	964	987	966	0.7	
Blanc A	31	32	32	32	31	0.0	Case 6 BOUE
Blanc B	32	32	32	32	31	-3.1	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- A	870	894	891	893	883	1.5	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- B	885	896	889	872	848	-4.2	

Tableau III : Évolutions des teneurs en Br^- constatées dans chaque contenant au cours du premier test de conservation mis en place du 26/02 au 12/03/2013.

Dopage	*J_0*	*J+1*	*J+3*	*J+7*	*J+14*	*Ecart J_0 - J+14*	
	[mg $Br^-.L^{-1}$]					*[%]*	
Blanc A	1.1	1.3	1.2	1.2	1.2	/	Case 1 TEMOIN
Blanc B	1.1	1.2	1.2	1.2	1.2	/	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- A	1.2	1.3	1.3	1.2	1.3	/	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- B	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	/	
Dopage 1000 mg.L^{-1} Br^- A	922	882	940	956	952	3.3	
Dopage 1000 mg.L^{-1} Br^- B	922	932	944	930	942	2.2	
Dopage 250 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- A	224	220	227	225	239	6.7	
Dopage 250 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- B	222	220	228	227	220	-0.9	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- A	900	914	914	920	901	0.1	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- B	910	925	913	927	911	0.1	
Blanc A	0.1	0.08	0.08	0.09	0.08	/	Case 6 BOUE
Blanc B	0.07	0.08	0.08	0.09	0.08	/	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- A	882	900	899	900	888	0.7	
Dopage 1000 mg.L^{-1} NO_3^- + Br^- B	893	902	898	881	856	-4.1	

Les lettres A et B désignent les deux répétitions mises en place au moment du prélèvement de l'eau de chaque flacon à chaque date d'échantillonnage.
La couleur grise fait référence aux échantillons de la Case 1 (TEMOIN) et la bordeaux à ceux de la Case 6 (BOUE).

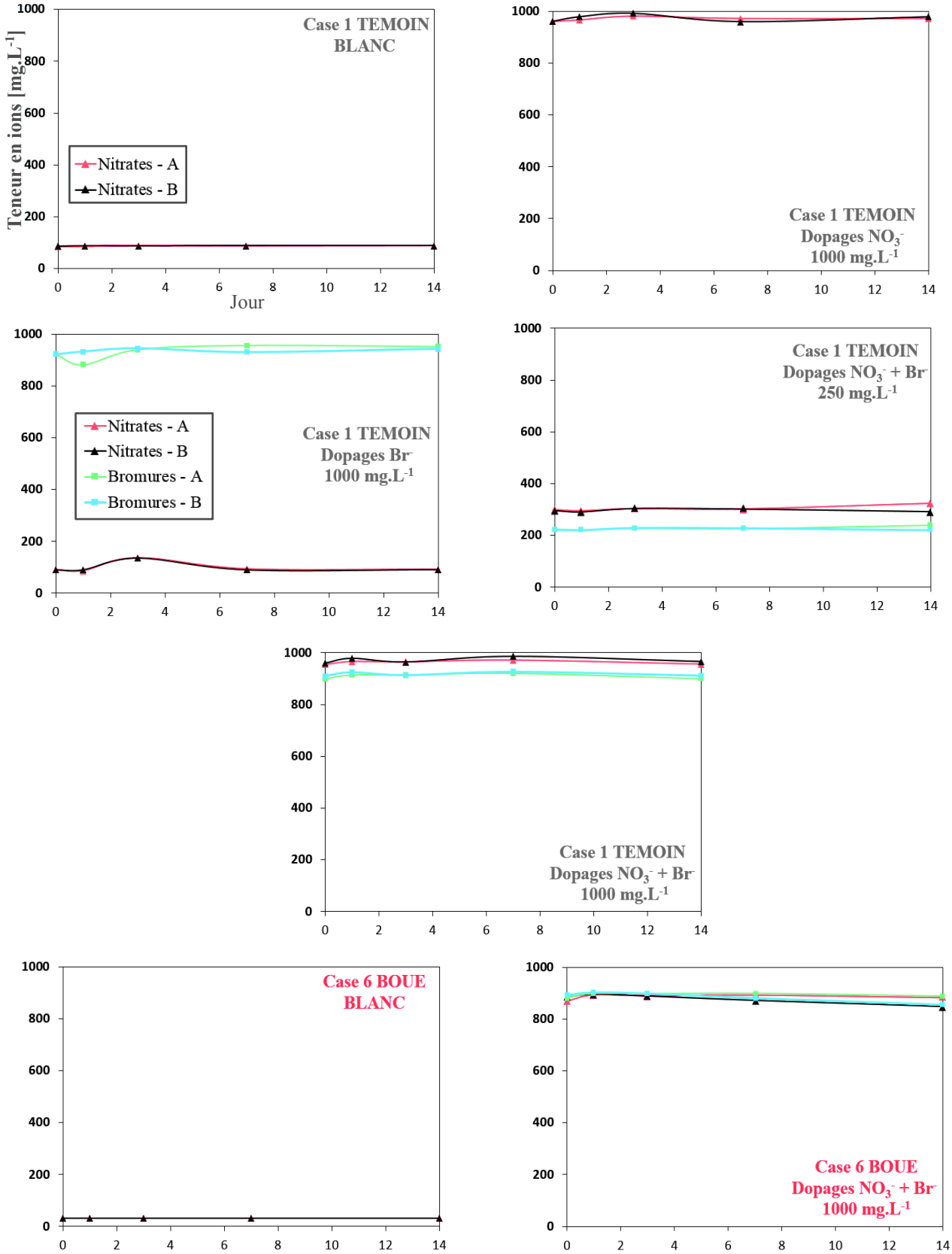


Figure IX : Évolution des teneurs en nitrates constatée durant le premier test de conservation pour de l'eau de drainage de la Case 1 (TEMOIN) et la Case 6 (BOUE) et la prise en compte des modalités « Dopages » et « Bromures ».

Les lettres A et B désignent les deux répétitions mises en place au moment du prélèvement de l'eau de chaque flacon à chaque date d'échantillonnage.

Suite aux résultats et conclusions de la première étude, un second test est réalisé du 05/11 au 26/11/2014, soit durant trois semaines et pour huit dates de prélèvements (J_0 ; J+1 ; J+2 ; J+3 ; J+5 ; J+7 ; J+14 et J+21). Plusieurs modifications sont opérées par rapport à la première étude avec (*i*) la mise en place du test dans une salle où la température est régulée entre 18 et 25 °C tout au long des manipulations nous permettant une étude dans des conditions plus favorables à l'action des communautés bactériennes responsables de la dénitrification (Braker et al., 2010) ; (*ii*) les préparations réalisées dans des contenants en verre (≈ 2 L) étant donné que le sous-échantillonnage de l'eau de drainage destinée à l'analyse des teneurs en Br^- et NO_3^- est effectué dans des flacons en verre depuis la mise en place des compteurs de débit (03/2013) ; (*iii*) l'étude de la conservation dans l'eau drainée par les Cases TEMOIN (1 et 4) et celles concernées par un apport de PRO (DVB et BOUE: 2, 3, 5 et 6, nommées « APPORT »), au travers d'un poolage moyen du drainage observé quelques heures avant la mise en place de la manipulation ; (*iv*) la prise en compte de la modalité du rajout de 10 mL de chloroforme. Ainsi, à J_0, les préparations suivantes sont effectuées pour les Cases « TEMOIN » et « APPORT » (deux répétitions) :

- Sans dopage : Blanc
- Sans dopage + chloroforme : Blanc + $CHCl_3$
- Dopage NO_3^- : 250 $mg.L^{-1}$
- Dopage NO_3^- : 250 $mg.L^{-1}$ + $CHCl_3$

Dans le but de conserver des conditions expérimentales proches de celles observées dans les regards des cases, chaque flacon est recouvert de papier aluminium et placé dans un carton légèrement entrouvert. Une agitation et deux prélèvements par flacon sont effectués pour chaque date d'échantillonnage, correspondant au total à 256 échantillons d'eau dont les teneurs en ions NO_3^- sont dosés par la SADEF selon la méthode décrite dans le Chapitre 4.

Une nouvelle fois, aucune évolution majeure des teneurs en nitrates n'est constatée durant les trois semaines au cours desquelles ce test a pris place (05/11 – 26/11/2014). En effet, les différences entre teneurs en nitrates retrouvées à J_0 et J+21 sont généralement faibles avec des écarts quasi systématiquement inférieurs à 8 % (Figure XI et Tableau IV). L'effet de l'ajout du chloroforme sur la conservation des teneurs en nitrates ne peut par conséquent pas être caractérisé à travers cette expérience. Plusieurs raisons pourraient toutefois expliquer l'absence d'évolution des teneurs en nitrates dans l'eau de drainage des cases lysimétriques. Bien que la dénitrification puisse parfois s'opérer à pression atmosphérique en dioxygène, celle-ci prend place presque exclusivement en milieu anaérobie, les bactéries dénitrifiantes consommant l'oxygène des nitrates vu qu'elles ne peuvent le trouver ailleurs. Par conséquent, l'étape d'agitation, effectuée avant chaque prélèvement et ayant pour but d'homogénéiser la solution a nécessairement ré-oxygéné l'eau de drainage présente dans les flacons empêchant probablement tout ou partie de la mise en place du processus de dénitrification. De plus, bien que les teneurs en nitrates initialement présentes dans les échantillons semblent suffisantes pour permettent une étude de la dénitrification (Tableaux II et IV), nous ne disposons d'aucune information sur les teneurs en carbone organique dissous dans l'eau de drainage, autre facteur de régulation de la dénitrification.

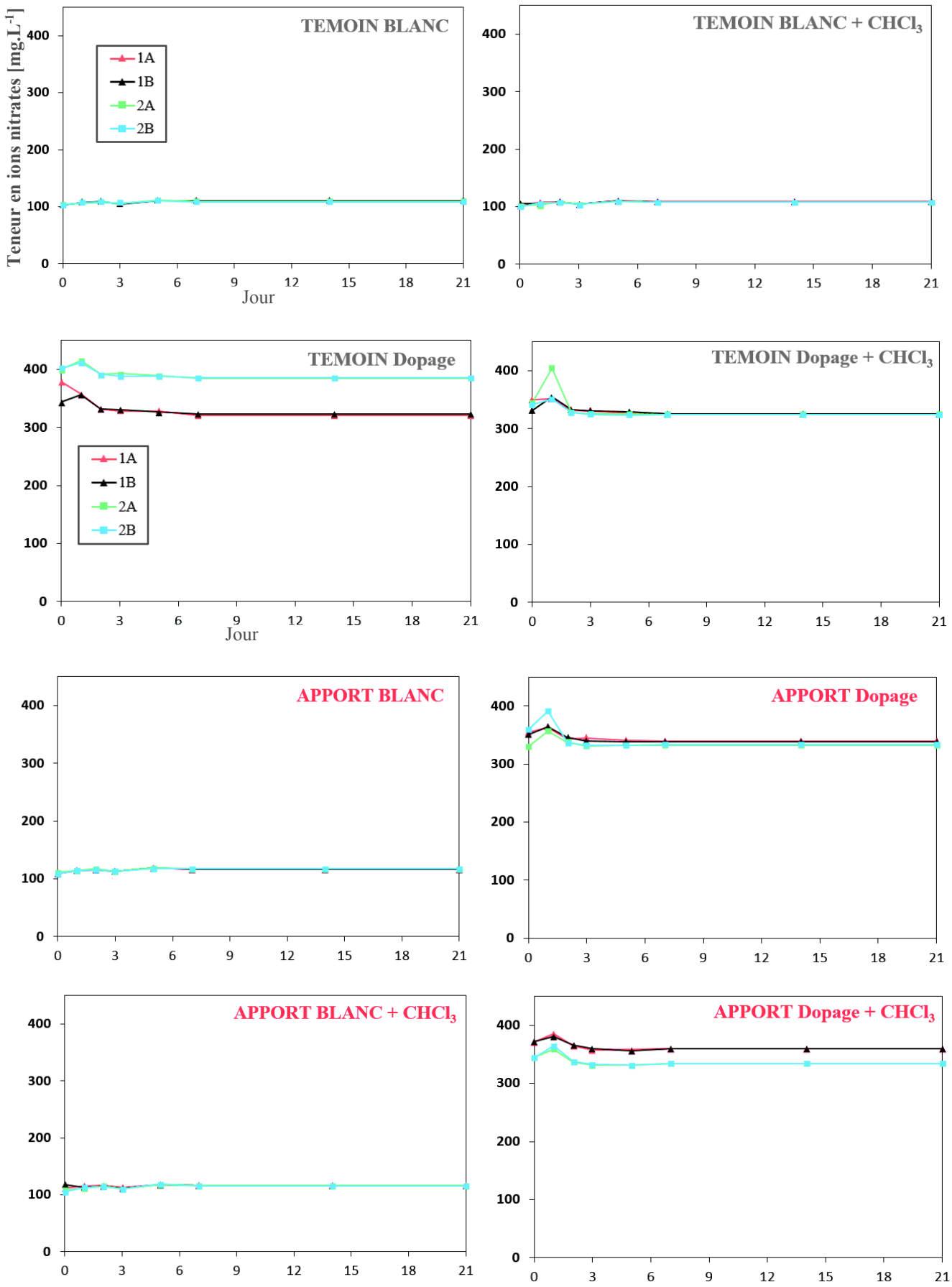


Figure XI : Évolutions des teneurs en nitrates constatées durant le second test de conservation pour des échantillons issus du poolage de l'eau de drainage des Cases 1 et 4 (TEMOIN) et 2, 3, 5 et 6 (« APPORT ») ainsi que la prise en compte du rajout de 10 ml de chloroforme au fond de certains flacons.

Les chiffres 1 et 2 désignent les deux répétitions mises en place au moment des préparations initiales effectuées à J_0.
Les lettres A et B désignent les deux répétitions mises en place au moment du prélèvement de l'eau de chaque flacon à chaque date d'échantillonnage.

Tableau IV : Évolution des teneurs en NO_3^- constatées dans chaque contenant au cours du second test de conservation mis en place du 05/11 au 26/11/2014.

Dopages	J_0	*J+1*	*J+2*	*J+3*	*J+5*	*J+7*	*J+14*	*J+21*	*Ecart J_0 - J+21*
					[mg $NO_3^-.L^{-1}$]				*[%]*
Blanc 1A	102	107	108	105	110	110	110	110	7.7
Blanc 1B	103	107	109	105	111	110	110	110	6.9
Blanc 2A	104	106	107	106	111	109	109	109	5.3
Blanc 2B	102	107	108	106	110	108	108	108	5.9
Blanc + $CHCl_3$ 1A	101	108	108	104	111	109	109	109	7.8
Blanc + $CHCl_3$ 1B	106	106	108	105	110	108	108	108	2.3
Blanc + $CHCl_3$ 2A	102	102	108	105	109	108	108	108	6.2
Blanc + $CHCl_3$ 2B	100	107	107	104	109	108	108	108	8.1
Dopage 1A	379	357	331	328	328	321	321	321	-15.2
Dopage 1B	344	357	331	331	326	323	323	323	-6.1
Dopage 2A	400	415	391	393	389	385	385	385	-3.9
Dopage 2B	402	412	392	388	388	385	385	385	-4.1
Dopage + $CHCl_3$ 1A	350	351	332	331	327	325	325	325	-7.1
Dopage + $CHCl_3$ 1B	331	355	332	330	329	325	325	325	-1.8
Dopage + $CHCl_3$ 2A	346	404	328	326	325	324	324	324	-6.2
Dopage + $CHCl_3$ 2B	341	351	328	325	323	324	324	324	-5.0
Blanc 1A	109	114	116	113	119	116	116	116	6.5
Blanc 1B	110	114	116	113	119	117	117	117	5.6
Blanc 2A	111	115	117	113	120	118	118	118	5.6
Blanc 2B	109	115	116	113	118	117	117	117	7.8
Blanc + $CHCl_3$ 1A	111	115	116	112	118	117	117	117	5.2
Blanc + $CHCl_3$ 1B	118	113	115	112	118	116	116	116	-1.6
Blanc + $CHCl_3$ 2A	108	112	116	111	118	116	116	116	7.4
Blanc + $CHCl_3$ 2B	105	112	114	110	119	116	116	116	10.3
Dopage 1A	354	363	343	345	341	339	339	339	-4.2
Dopage 1B	351	364	345	339	338	338	338	338	-3.7
Dopage 2A	330	357	338	331	332	332	332	332	0.7
Dopage 2B	359	391	337	332	333	333	333	333	-7.2
Dopage + $CHCl_3$ 1A	371	385	365	357	358	359	359	359	-3.1
Dopage + $CHCl_3$ 1B	372	381	366	359	356	359	359	359	-3.3
Dopage + $CHCl_3$ 2A	345	358	337	331	331	334	334	334	-3.3
Dopage + $CHCl_3$ 2B	344	364	337	333	332	334	334	334	-3.1

Cases 1 et 4 « TEMOIN »

Cases 2, 3, 5 et 6 « APPORT »

En définitive, bien que n'ayant pu être mise en évidence au travers des deux tests de conservation réalisés dans de l'eau fraichement drainée, un risque de dénitrification est bel et bien présent, ce dernier ayant été souligné non seulement dans la littérature mais également au travers des études effectuées par le laboratoire d'analyse partenaire. Par conséquent, un nouveau protocole d'échantillonnage de l'eau de drainage des cases destinée à l'analyse des teneurs en ions nitrates et bromures a été mis en place dans le cadre des travaux de thèse.

Description du nouveau protocole d'échantillonnage de l'eau de drainage des cases lysimétriques

Afin de prévenir le risque d'évolution des teneurs en nitrates dans l'eau, un nouveau protocole d'échantillonnage de l'eau de drainage des cases lysimétriques a été mis en place dans le cadre des travaux de thèse. Il permet d'assurer la présence constante de chloroforme au fond des flacons de récupération en verre et donc la conservation des teneurs en nitrates dans l'eau de drainage des cases dès leur sous-échantillonnage par les compteurs de débit.



Image V : Mise en place du nouveau protocole d'échantillonnage d'eau de drainage des cases lysimétriques.



Image VI : Demi-masque Polimask « Alfa/Sillicone.

À noter qu'au vu des risques inhérents à l'utilisation du chloroforme, les manipulations doivent être effectuées sous hotte aspirante en portant blouse, lunettes de protection et gants adaptés (Image V). De même, toute intervention dans les regards où sont stockés les flacons de récupération d'eau de drainage et la centrale d'acquisition des données instrumentales est réalisée en portant un demi-masque Polimask « Alfa/Sillicone », conforme à la norme EN 140 (filetage EN 148-1) et muni de sa cartouche AXP3 (Images VI et VII). Cette dernière contient un filtre spécialement conçu pour assurer une pénétration inférieure à 0.05 % des composés organiques à bas point d'ébullition (< 65 °C).



Image VII : Cartouche AXP3 adaptée aux composés à bas point d'ébullition.

Le protocole opéré comprend deux étapes avec (*i*) la préparation des flacons de récupération avec l'ajout de chloroforme au fond de chaque contenant ; (*ii*) l'échantillonnage de l'eau de drainage des cases. Le déroulement de celui-ci est dépendant du rythme de drainage constaté sur les cases au moment du remplacement du jeu de six flacons de récupération.

Dans le cas de périodes où le drainage observé sur les cases est peu intensif voir absent, les quantités d'eau sous-échantillonnées sont insuffisantes pour recouvrir le chloroforme en moins de 24 h. Par conséquent, et suite aux conclusions des études réalisées ci-dessus, l'ajout de 10 mL de chloroforme dans chaque flacon de récupération est couplé à celui d'une lame d'eau ultra pure d'approximativement 50 mL dans le but de ralentir l'évaporation de la phase organique et de garantir la présence de l'agent de conservation dans les contenants durant minimum une semaine même en l'absence de drainage. Cette manipulation se déroule au laboratoire, sous hotte aspirante, et consiste en la pesée de 50 mL d'eau ultra pure avec une balance de précision KERN® PKS 3600-2 (± 0.05 g) et le rajout de 10 mL de $CHCl_3$ dans chaque flacon de récupération à l'aide d'une pipette graduée de 10 mL (± 0.05 mL).

L'étape d'échantillonnage nécessite quant à elle la mise en place d'une extraction liquide/liquide de la phase organique contenue dans chaque flacon et est effectuée dans une ampoule à décanter. Celle-ci étant plus dense que l'eau, elle est visible au fond de l'ampoule après quelques secondes de décantation et pourra aisément en

être extraite (Image VIII-A). La phase aqueuse résiduelle est ensuite reversée dans le flacon de récupération (Image VIII-B), ce dernier étant pesé sur une balance de précision KERN® PKS 3600-2 (± 0.05 g) (Image VIII -C) pour permettre l'obtention du facteur de dilution défini par le rapport des pesées avec et sans le volume d'eau ultra pure ajouté en amont. Celui-ci est calculé pour chaque date de prélèvement qui implique l'ajout d'une lame d'eau ultra pure en amont du remplacement du jeu des six flacons de récupération d'eau de drainage et appliqué aux résultats d'analyse fournis par le laboratoire.



Image VIII : Procédure d'extraction liquide/liquide des échantillons d'eau de drainage contenant le chloroforme et la lame d'eau ultra pure ajoutée en amont.

Dans le cas de périodes où le drainage observé est suffisant pour recouvrir le volume de chloroforme en moins de 24 h, la présence initiale d'une lame d'eau ultrapure dans les flacons n'est pas nécessaire, de même que l'étape d'extraction du chloroforme, chronophage mais indispensable au calcul du facteur de dilution. Ainsi, uniquement 10 mL de $CHCl_3$ sont ajoutés dans chaque flacon à l'aide d'une pipette graduée de 10 mL (± 0.05 mL). En outre, lors de périodes de drainages intensifs, constatées après d'importants épisodes pluvieux pouvant engendrer le débordement des contenants de 2 L en quelques heures, des flacons de 5 L sont utilisés pour la récupération de l'eau de drainage (Image IX). Ils permettent de ce fait d'adapter le rythme des prélèvements aux épisodes de drainages soutenus et, sauf cas exceptionnels, d'éviter les pertes d'informations pouvant être liées aux débordements des flacons de récupération. Finalement, aucun facteur de dilution n'est appliqué aux résultats obtenus, la phase organique n'étant pas prélevée car sa masse volumique apparente est 1.5 fois plus élevée que celle de la phase aqueuse et la quantité de chloroforme solubilisé dans l'eau est jugée négligeable par rapport au volume total de l'échantillon. Enfin, l'échantillonnage de l'eau de drainage est réalisé au travers du prélèvement de 100 à 150 mL d'eau de chaque flacon en verre préalablement homogénéisé et effectué dans un contenant en PEHD directement congelé à -18 °C puis transmis au laboratoire d'analyse pour le dosage des teneurs en Br^- et NO_3^-.



Image IX : Bidon collecteur principal (20 L) et flacons de 2 et de 5 L destinés au sous-échantillonnage de l'eau de drainage.

Conclusion

| I | Bien que n'ayant pu être souligné via les deux tests de conservation réalisés *in situ*, le risque de dénitrification dans l'eau est bel et bien présent et a été mis en évidence au travers d'une étude effectuée par le laboratoire d'analyse partenaire. Toute évolution éventuelle des teneurs en nitrates dans l'eau de drainage des cases lysimétriques a par conséquent été inhibée au travers de la mise en place d'un nouveau protocole d'échantillonnage. Celui-ci inclut notamment le rajout d'un volume préalablement étudié de 10 mL de chloroforme au fond de chaque flacon de récupération, permettant d'assurer la présence de $CHCl_3$ durant au minimum une semaine même en l'absence de drainage.

| II | Au vu des résultats des études effectuées ci-dessus, il pourra néanmoins se montrer utile de remettre en place un test de conservation des teneurs en NO_3^- dans l'eau de drainage. Celui-ci devra de préférence être réalisé avec des informations sur les teneurs en carbone organique dissous de l'eau de drainage à J_0 et intégrer la prise en compte d'une modalité « agitation » étudiant l'effet de l'homogénéisation ou non des flacons avant chaque date de prélèvement.

| III | Il est clairement établi dans la littérature que le processus de dénitrification se produit principalement dans le sol (Germon et Couton, 1999), les teneurs en eau constatées dans le profil conditionnant l'aération et le niveau d'anoxie (Grundmann et Rolston, 1987). Puisque l'activité dénitrifiante du sol croît de façon exponentielle avec la part de porosité occupée par l'eau à partir d'un WFPS > 60 % (Figure III), il existe un risque très élevé de dénitrification sur les cases lysimétriques et notamment au fond du profil de sol, étant donné les teneurs en eau constamment proches de la saturation (Chapitre 3) qui engendrent des WFPS supérieurs à 80 %. Les effets de la dénitrification sur les flux expérimentaux de nitrates retrouvés en sortie des cases lysimétriques seront discutés dans le Chapitre 5, à travers les comparaisons effectuées avec les données modélisées sur la plateforme Sol Virtuel.

Bibliographie

Bock, E., Wagner, M., 2006. Oxidation of Inorganic Nitrogen Compounds as an Energy Source, in: Dr, M.D.P., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.-H., Stackebrandt, E. (Eds.), The Prokaryotes. Springer New York, pp. 457–495.

Braker, G., Schwarz, J., Conrad, R., 2010. Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. FEMS Microbiol. Ecol. 73, 134–148. doi:10.1111/j.1574-6941.2010.00884.x

Chèneby, D., Hartmann, A., Hénault, C., Topp, E., Germon, J.C., 1998. Diversity of denitrifying microflora and ability to reduce N2O in two soils. Biol. Fertil. Soils 28, 19–26. doi:10.1007/s003740050458

Cheverry, C., 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. Quae.

Chery, L., Barbier, J., Maget, P., Vernoux, J.F., 2000. Règles de l'art pour les prélèvements d'eau souterraine à des fins d'analyse des nitrates, rapport BRGM/RP-50602-FR, 46 p.

Cone, E.J., Buchwald, W.F., Darwin, W.D., 1982. Analytical controls in drug metabolic studies. II. Artifact formation during chloroform extraction of drugs and metabolites with amine substituents. Drug Metab. Dispos. Biol. Fate Chem. 10, 561–567.

Deherain P.P., Maquenne L., 1882. Sur la réduction des nitrates dans les terres arables. C.R. Acad. Sci. Paris, 95, 691-693.

El Ouchy, M., El Oualti, A., El Ouedghiri, K., Ouazzani Chahdi, F., Zerrouq, F. El Ouali Lalimi, A., 2014. Confirmation of the validation of the assay method of nitrite, nitrate and orthophosphate in water by visible colorimeter. J. Mater. Environ. Sci. 5 (S1), 2293-2302.

Germon, J.-C., Couton, Y., 1999. La dénitrification dans les sols: régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. Courr Env. INRA 38, 67–74.

Grundmann, G.L., Rolston, D.E., 1987. A Water Function Approximation to Degree of Anaerobiosis Associated With Denitrification. Soil Sci. 144, 437–441. doi:10.1097/00010694-198712000-00008

Khalil, K., Mary, B., Renault, P., 2004. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O2 concentration. Soil Biol. Biochem. 36.

Landreau, A., Mariotti, A., 1989. Mise en évidence in situ de la dénitrification naturelle dans les eaux souterraines. Rap BRGM Ministère Environ. 89SGN 398 EEE 1–44.

Linn, D.M., Doran, J.W., 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1267–1272.

Mariotti, A., 1994. Dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués : une revue. Hydrogeologie 43–68.

Maudens, K.E., Wille, S.M.R., Lambert, W.E., 2007. Traces of phosgene in chloroform: Consequences for extraction of anthracyclines. J. Chromatogr. B 848, 384–390. doi:10.1016/j.jchromb.2006.10.073

Middleditch, B.S., 1989. Analytical artifacts: GC, MS, HPLC, TLC, and PC, Journal of chromatography library. Elsevier, Amsterdam ; New York.

Murphy, J., Riley, J.P., 1956. The storage of sea-water samples for the determination of dissolved inorganic phosphate. Anal. Chim. Acta 14, 318–319. doi:10.1016/0003-2670(56)80169-4

Nelson, S.D., 2003. The use of deuterium isotope effects to probe the active site properties, mechanism of cytochrome P450-catalyzed reactions, and mechanisms of metabolically dependent toxicity. Drug Metab. Dispos. 31, 1481–1497. doi:10.1124/dmd.31.12.1481

Neilson, A.H., Allard, A.-S., 2007. Environmental Degradation and Transformation of Organic Chemicals. CRC Press.

Philippot, L., Germon, J.C., 2005. Contribution of Bacteria to Initial Input and Cycling of Nitrogen in Soils, in: Varma, P.D.A., Buscot, P.F. (Eds.), Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions, Soil Biology. Springer Berlin Heidelberg, pp. 159–176.

Rabot, E., 2014. Le contrôle des émissions de protoxyde d'azote par le fonctionnement hydrique des sols. (Thèse de doctorat). Université d'Orléans.

Robertson, G.P., 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. Miner. Nutr. Trop. For. Savanna Ecosyst. 9, 55–69.

Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., Collectif, 2009. L'analyse de l'eau, 9e édition. ed. Dunod, Paris.

Stanford, G., Dzienia, S., Vander Pol, R.A., 1975. Effect of Temperature on Denitrification Rate in Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 39, 867. doi:10.2136/sssaj1975.03615995003900050024x

Stratmann, L., 2013. Chloroform: The Quest for Oblivion. The History Press.

Turk, E., 1998. Letters. Chem. Eng. News Arch. 76, 6. doi:10.1021/cen-v076n009.p006

Uffink, G.J.M., 2004. Determination of denitrification parameters in deep groundwater. A pilot study for several pumping stations in the Netherlands.

van Elsas, J.D., Jansson, J.K., Trevors, J.T., 2007. Modern soil microbiology, 2nd ed. ed, Books in soils, plants, and the environment. CRC Press/Taylor & Francis, Boca Raton, FL.

Watts, P., Long, G., Meek, M.E., 2004. Chloroform. Concise Int. Chem. Assess. Doc. 64 p.

Weier, K.L., Macrae, I.C., 1992. Denitrifying bacteria in the profile of a brigalow clay soil beneath a permanent pasture and a cultivated crop. Soil Biol. Biochem. 24, 919–923. doi:10.1016/0038-0717(92)90016-Q

Annexe 5.C

Évolution de la biomasse microbienne du sol de Colmar.

Les études concernant le carbone de la biomasse microbienne totale du sol de Colmar ont été réalisées dans le cadre des travaux de Obriot (2016). Ce dernier est mesuré selon la méthode de « fumigation-extraction » (Chaussod et al., 1986 ; Vance et al., 1987 ; Wu et al., 1990) sur les parcelles cultivées non fertilisées (T) de chaque bloc et pour trois dates de prélèvements comprises entre 2011 et 2013 (18/04/2011, 13/11/2012 et 02/04/2013). Deux prélèvements de 25 g de sol humide sont nécessaires pour la manipulation de chaque échantillon, l'un étant fumigé par des vapeurs de chloroforme pendant 16 h pour entrainer la lyse des cellules et la libération de leur contenu cellulaire, tandis que l'autre non. Ils sont ensuite extraits à l'aide de 100 mL d'une solution de sulfate de potassium (K_2SO_4) à 0.05 N par une agitation à 32 tours.min^{-1} pendant 30 minutes et une centrifugation à 7200 tours.min^{-1} durant 10 minutes. Le surnageant de chaque prélèvement est alors collecté et le carbone organique total qui y est contenu est mesuré à l'aide d'un COT-mètre module liquide (Shimatzu-TOC-5050A). L'appareil échantillonne une première aliquote d'un volume connu d'extrait qui est brulé dans un four à 680 °C sous un flux d'oxygène. Le carbone total converti en dioxyde de carbone (CO_2) est dosé par un détecteur infrarouge. Une seconde aliquote est quant à elle acidifiée permettant la transformation du carbone minéral en CO_2, le dosage pouvant par conséquent également être effectué par détection infrarouge. La quantité de carbone organique obtenue par différence entre carbone total et carbone minéral et l'extractible microbien (Ec en mg C.kg^{-1} MS) peut donc être calculé par différence entre le carbone organique extrait dans les échantillons fumigés et non fumigés. Finalement, le carbone contenu dans la biomasse microbienne totale (Bc) de l'échantillon est estimé selon l'Équation A5-1 fournie par Wu et al. (1990), celle établie par Vance et al. (1987, l'Équation A5-2) étant plutôt associée à la mesure du carbone soluble par digestion au dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$).

$$Bc = 2.22 \times Ec \qquad \textbf{A5-1}$$

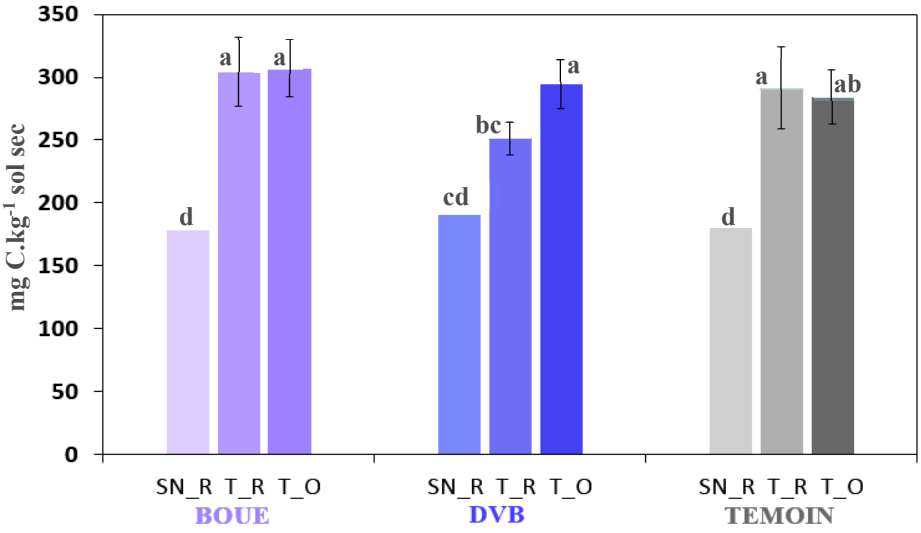
$$Bc = 2.64 \times Ec \qquad \textbf{A5-2}$$

Pour permettre une comparaison avec les résultats des minéralisations du C_{org} et du N_{org}, l'étude des biomasses microbiennes totales a également été mise en place lors d'incubations de sol sec issu de la parcelle cultivée TEMOIN (T-Bloc 1) et auquel a été incorporé ou non une quantité de PRO (BOUE ou DVB) correspondant à 2000 mg C.kg^{-1} MS comme préconisé par la norme XP U44-163 (AFNOR, 2009a). À noter enfin que quatre répétitions de la manipulation décrite ci-dessus ont été effectuées dans le cadre de l'estimation de la biomasse microbienne totale à une date d'incubation donnée (0, 7, 29 et 178 jours).

Comme précisé ci-dessus, les mesures du carbone total de la biomasse microbienne effectuées durant les travaux de thèse ont été réalisées travaux de thèse ont été réalisées sur des prélèvements de sol des parcelles cultivées sans fertilisation minérale. De nombreuses études ont souligné des différences de taille et d'activité de la biomasse microbienne du sol selon la quantité de MO, la texture et le pH du sol (Wanner et al., 1994 ;

Weigand et al., 1995), mais également selon les conditions climatiques ou encore les pratiques agricoles du site (travail du sol, types de cultures, etc…) (Balota et Auler, 2011 ; Gosai et al., 2010).

Par conséquent, les quantités de carbone total de la biomasse microbienne de sols cultivés pourront significativement différer de celles retrouvées sur des sols laissés nus mais néanmoins soumis aux mêmes types de pratiques culturales (Melo et al., 2014). Nous avons utilisé les résultats d'une étude effectuée en mai 2006 par Jean-Noël Rampon (UMR ECOSYS, INRA Grignon) pour établir un coefficient entre quantités de carbone total contenues dans la biomasse microbienne des sols nus (SN_R) et cultivés (T_R) pour chacune des parcelles étudiées. Des prélèvements de sols ont en effet été réalisés par J.N. Rampon sur les parcelles cultivées non fertilisées (T) de chacun des quatre blocs le 17/05/2006 ainsi que sur chaque parcelle en sol nu (une répétition). L'analyse du carbone totale de la biomasse microbienne a été effectuée selon la méthode de fumigation-extraction. Ces résultats vont également être comparés à ceux obtenus par Obriot (2016) (T_O) lors des échantillonnages de sol des parcelles cultivées effectués entre 2011 et 2013 et détaillés ci-dessus.



Parcelle	*Coefficient Bc SN / Bc T*
BOUE	0.585
DVB	0.758
TEMOIN	0.618
Moyenne	0.654

Figure I : Évolution de la quantité de carbone total de la biomasse microbienne sur les sols nus et les sols cultivés suite à des prélèvements effectués entre 2006 et 2013 sur les parcelles BOUE, DVB et TEMOIN.
Une même lettre désigne l'absence de différence statistiquement significative entre deux résultats.

Nous remarquons finalement que les quantités de biomasse microbienne retrouvées pour les sols nus (SN_R) sont presque toujours statistiquement inférieures à celles des sols cultivés (T_R), le coefficient étant compris entre 0.585 (BOUE) et 0.758 (DVB, cf. Figure I). Des différences hautement significatives sont en effet très souvent établies par les ANOVA ($p < 0.01$, sauf DVB_R cf. Figure I). De plus, nous constatons que les biomasses microbiennes sont constamment proches entre sols nus (SN_R) et entre sols cultivés (T_R et T_O), les seules différences statistiquement établies étant celles représentées entre la parcelle DVB, lors des prélèvements effectués en 2006 (T_R), et l'ensemble des autres biomasses des sols cultivés (sauf T_O TEMOIN) (Figure I). Enfin, l'ordre croissant obtenu après les 12 prélèvements effectués sur chacune des parcelles entre 2011 et 2013 (TEMOIN < DVB < BOUE) permet d'envisager un effet positif des apports sur l'augmentation de la biomasse microbienne des parcelles amendées.

Tableau I : Teneurs en carbone retrouvées dans la biomasse microbienne entre 2006 et 2013 et conversion des données pour les sols nus à l'aide du coefficient Bc SN / Bc T.

Bc Sol seul	*Bc SN_R 2006*	*Bc T_R 2006*	*Bc T_O 2011-2013*	*Bc SN_O 2011-2013*
			mg kg^{-1} MS	
BOUE	177.9	303.9 (27.3)	306.9 (22.8)	200.6 (14.9)
DVB	190.2	250.8 (12.6)	294.5 (19.6)	192.5 (12.8)
TEMOIN	180.0	291.4 (32.5)	284 (21.3)	185.7 (13.9)

Les écarts-types associés à chaque moyenne sont visibles entre parenthèses.

Au vu des résultats des différentes études et du caractère qualitatif du coefficient établi, une moyenne des ratios $\frac{Bc\ SN}{Bc\ T}$ est appliquée aux résultats obtenus par Obriot (2016) sur les sols cultivés, non seulement pour les biomasses microbiennes calculées entre 2011 et 2013 (Tableau I) mais également pour les incubations opérées après incorporation des PRO épandus en février 2013 à du sol de la parcelle TEMOIN (T-Bloc 1) (Figure II et Tableau II).

Tableau II : Quantité de biomasse microbienne retrouvée après des incubations effectuées suite à l'incorporation des PRO BOUE et DVB épandus en 2013 à du sol de la parcelle TEMOIN (T–Bloc 1) et conversion des résultats avec le coefficient établi pour des sols nus.

Bc Sol Cultivé	*TEMOIN + PRO BOUE*	*TEMOIN + PRO DVB*	*TEMOIN SEUL*
Jour de l'incubation		[mgC.kg^{-1} MS]	
0	338.3 (67.9)	276 (6.1)	280.3 (7.7)
7	403.2 (21.2)	266.8 (8.9)	246.7 (21.2)
29	272.8 (60.5)	236.9 (43.2)	175.1 (36.1)
174	271.8 (13.1)	242.9 (6.4)	204.2 (12.3)
Bc Sol Nu	*TEMOIN + PRO BOUE*	*TEMOIN + PRO DVB*	*TEMOIN SEUL*
Jour de l'incubation		[mgC.kg^{-1} MS]	
0	221.2 (44.4)	180.5 (4)	183.2 (5.1)
7	263.6 (13.8)	174.4 (5.8)	161.3 (13.9)
29	178.3 (39.6)	154.9 (28.2)	114.5 (23.6)
174	177.7 (8.5)	158.8 (4.2)	133.5 (8)

Bc SN = 0.654 × Bc T

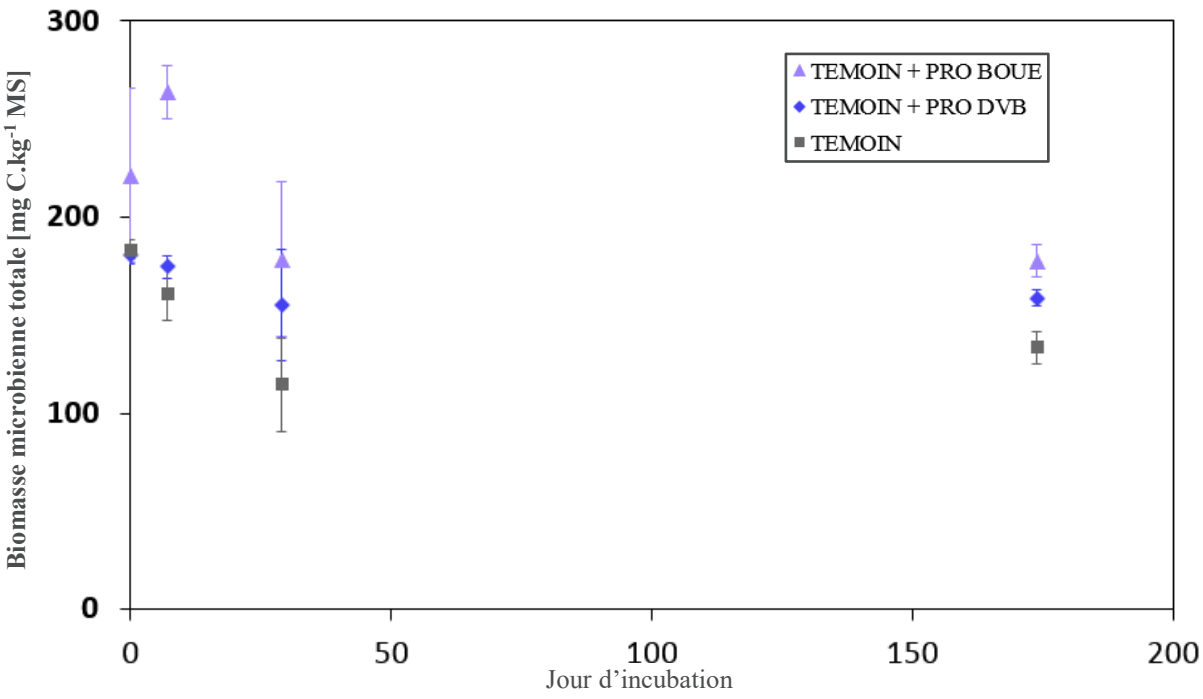


Figure II : Teneurs en carbone retrouvées dans la biomasse microbienne lors des incubations effectués avec le Sol TEMOIN seul ou auquel a été incorporé les PRO épandus en 2013 (avec application du coefficient établi pour les SN).

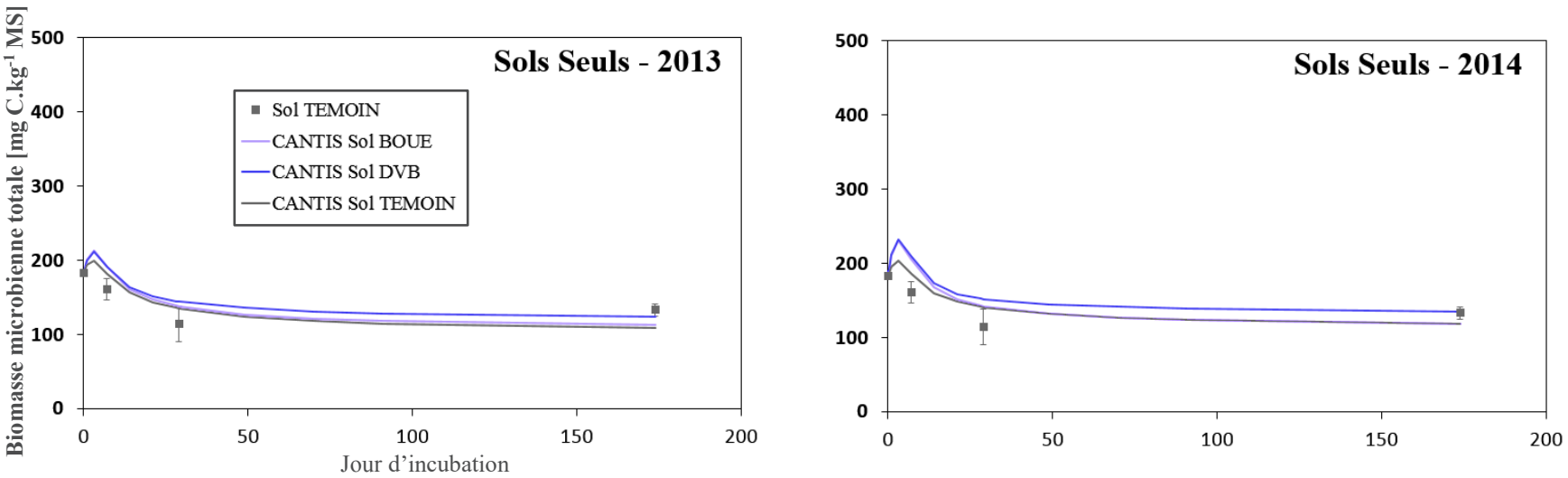


Figure III : Évolution de la biomasse microbienne des « Sols seuls » observée lors des incubations effectuées sur le sol TEMOIN prélevé avant l'apport 2013.
Les données prises en compte tiennent compte des corrections appliquées aux résultats des incubations effectuées avec le sol TEMOIN de la parcelle cultivée (Bloc 1) (Figure II).

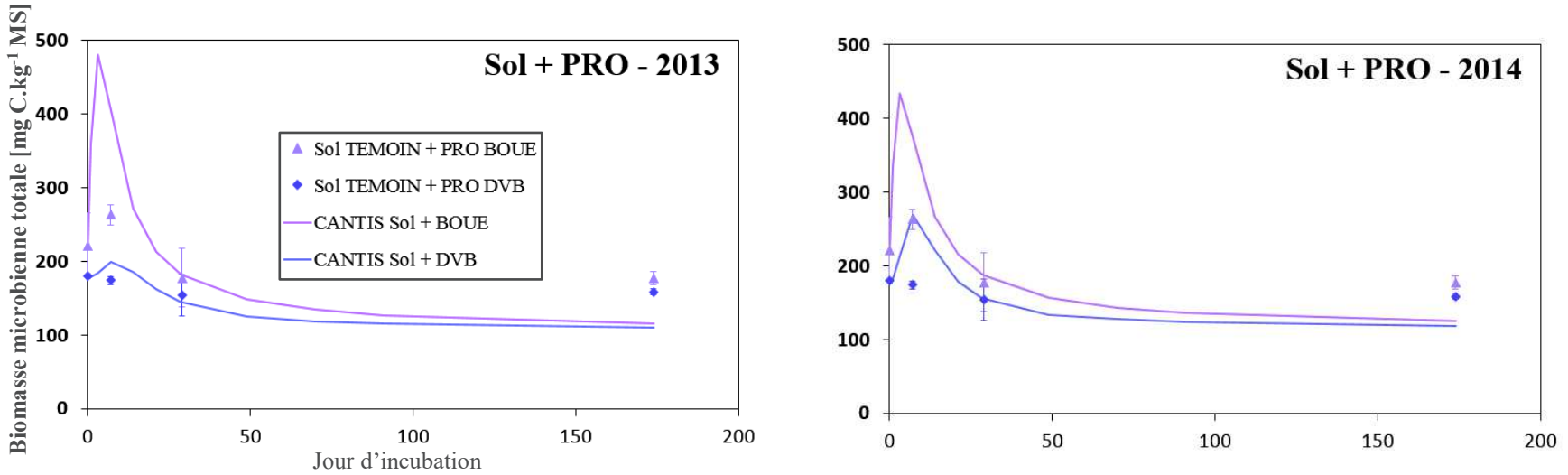


Figure IV : Évolution de la biomasse microbienne des PRO incorporés à du sol de la parcelle TEMOIN observée lors des incubations effectuées suite à l'apport de 2013.
Les données prises en compte tiennent compte des corrections appliquées aux résultats des incubations effectuées avec le sol TEMOIN de la parcelle cultivée (Bloc 1) (Figure II).

Annexe 5.D

Équations du modèle CANTIS permettant la description de la décomposition de la matière organique dans le sol.

- Le taux de décomposition de FOM et SOL par ZYB

$$\frac{dC_i}{dt} = -K_i C_i \frac{B_Z}{K_{MZ} + B_Z} f_T f_W f_N \qquad \textbf{A5-3}$$

avec C_i la teneur en carbone dans FOM ou SOL, K_i le taux de décomposition de FOM ou SOL, B_z la teneur en carbone dans ZYB, K_{MZ} un facteur de décomposition relié à la taille de ZYB, f_T le facteur de température, f_W le facteur de teneur en eau et f_N le facteur de limitation de l'azote.

- Le taux de décomposition de HOM par AUB

$$\frac{dC_H}{dt} = -K_H C_H \frac{B_A}{K_{MA} + B_A} f_T f_W \qquad \textbf{A5-4}$$

avec C_H la teneur en carbone dans HOM, K_H le taux de décomposition de HOM, B_A la teneur en carbone dans AUB et K_{MA} un facteur de décomposition relié à la taille de AUB.

- Le taux d'assimilation du carbone par AUB ou ZYB

$$A_j^C = -Y_i \frac{dC_i}{dt} \qquad \textbf{A5-5}$$

avec A_j^c le taux d'assimilation du carbone, Y_i le rendement d'assimilation du C de la nécromasse par AUB ou ZYB, j la matière organique vivante (biomasse microbienne) et i la matière organique non-vivante.

- Le taux de décomposition de AUB ou ZYB

$$\frac{dB_i}{dt} = -K_i B_i f_N \qquad \textbf{A5-6}$$

avec B_i la quantité de C dans AUB ou ZYB, i la biomasse microbienne (AUB ou ZYB), K_i Le taux de décomposition de AUB ou ZYB.

- Le taux d'humification de la matière organique non-vivante par AUB ou ZYB

$$H_i^C = -h_i \frac{dB_i}{dt} \qquad \textbf{A5-7}$$

avec H_i^C le taux d'humification du C de la matière organique non-vivante par AUB ou ZYB, i la biomasse microbienne (AUB ou ZYB) et h_i le coefficient d'humification de la nécromasse par AUB où ZYB.

- Le taux de recyclage du C dans AUB ou ZYB

$$R_i^C = -(1 - h_i) Y_i \frac{dB_i}{dt} \qquad \textbf{A5-8}$$

avec R_i^C le taux de recyclage du C dans AUB ou ZYB, i la biomasse microbienne (AUB ou ZYB) et Y_i le rendement d'assimilation du C de la nécromasse par AUB ou ZYB.

- Le taux d'assimilation de l'azote par AUB ou ZYB

$$A_i^N = -R_i A_i^C f_N \quad \textbf{A5-9}$$

avec A_i^N le taux d'assimilation de l'azote, i la biomasse microbienne AUB ou ZYB et R_i le rapport N/C dans AUB ou ZYB.

- Le taux d'assimilation directe de l'azote par AUB ou ZYB

$$D_i = \alpha_i A_i^N \quad \textbf{A5-10}$$

avec D_i le taux d'assimilation direct de l'azote par AUB ou ZYB et α_i le coefficient de partition entre l'assimilation directe de l'azote et sa réorganisation.

- Le taux de réorganisation de l'azote par AUB ou ZYB

$$I_i = (1 - \alpha_i) A_i^N \quad \textbf{A5-11}$$

avec I_i le taux de réorganisation d'azote par AUB ou ZYB.

- Le taux de réorganisation du N-NH_4^+

$$I_i^A = I_i \frac{N_A}{\beta N_N + (1-\beta) N_A} \quad \textbf{A5-12}$$

avec I_i^A le taux de réorganisation du N de NH_4^+, N_A la quantité de N-NH_4^+, N_N la quantité de N-NO_3^- et β le coefficient de partition entre NH_4^+ et NO_3^-.

- Le taux de réorganisation du N-NO_3^-

$$I_i^N = I_i - I_i^A \quad \textbf{A5-13}$$

avec I_i^N le taux de réorganisation du N-NO_3^-.

- Le taux de nitrification

$$V_N = \frac{V_{max}\, N_A}{K_N + N_A} f_T f_W \quad \textbf{A5-14}$$

avec V_N le taux de nitrification, V_{max} le taux de nitrification maximal et K_N la constate d'affinité entre NH_4^+ et les bactéries nitrifiantes.

À noter que l'ensemble des unités associées aux paramètres décrits ci-dessus sont visibles dans le Tableau 7.3.

Annexe 5.E

Compléments aux incubations effectuées au laboratoire pour l'étude de la minéralisation de la MO.

Tableau I : Minéralisation du carbone organique et évolution des teneurs en C–CO_2 (mg.kg^{-1} MS) mesurées à chaque date d'incubation des « Sols Seuls » et des PRO incorporés au Sol TEMOIN.

Jour		*Sol BOUE 2013*	*Sol DVB 2013*	*Sol TEMOIN 2013*	*Sol TEMOIN + N 2013*	*Sol BOUE 2014*	*Sol DVB 2014*	*Sol TEMOIN 2014*	*Sol TEMOIN + N 2014*
0	Cumul	0	0	0	0	0	0	0	0
1	Moyenne	33.2 (2.3)	37.6 (1.9)	32.8 (1.9)	28 (3.7)	51.6 (5.1)	60.8 (5.6)	48.4 (5.3)	53.2 (2.1)
	Cumul	**33.2 (2.3)**	**37.6 (1.9)**	**32.8 (1.9)**	**28 (3.7)**	**51.6 (5.1)**	**60.8 (5.6)**	**48.4 (5.3)**	**53.2 (2.1)**
3	Moyenne	23.2 (1.1)	23.6 (1.3)	20.8 (1.5)	17.2 (2.6)	37.6 (2.6)	43.2 (2.9)	30.4 (3.5)	34.8 (1.4)
	Cumul	**56.4 (2.5)**	**61.2 (2.3)**	**53.6 (2.4)**	**45.2 (4.5)**	**89.2 (5.8)**	**104 (6.2)**	**78.8 (6.3)**	**88 (2.5)**
7	Moyenne	30 (0.7)	32.4 (1)	28.8 (1)	23.2 (1.8)	39.2 (4.1)	38 (6.4)	36.4 (4.2)	15.2 (2.2)
	Cumul	**86.4 (2.6)**	**93.6 (2.5)**	**82.4 (2.6)**	**68.4 (4.8)**	**128.4 (7)**	**142 (8.9)**	**115.2 (7.6)**	**103.2 (3.3)**
14	Moyenne	32.8 (2.3)	34.8 (2.3)	29.6 (2.3)	30 (2)	40.4 (0.9)	39.6 (2.3)	38.8 (3.6)	31.6 (1.6)
	Cumul	**119.2 (3.5)**	**128.4 (3.3)**	**112 (3.5)**	**98.4 (5.3)**	**168.8 (7.1)**	**181.6 (9.2)**	**154 (8.4)**	**134.8 (3.7)**
21	Moyenne	26 (1.3)	27.6 (1.1)	30 (0.9)	24.8 (2.4)	32 (1.5)	38.4 (1.3)	28.8 (2)	19.2 (2.6)
	Cumul	**145.2 (3.7)**	**156 (3.5)**	**142 (3.6)**	**123.2 (5.8)**	**200.8 (7.3)**	**220 (9.3)**	**182.8 (8.7)**	**154 (4.5)**
28	Moyenne	26.4 (4.5)	29.2 (4.5)	26 (4.5)	25.6 (1.6)	26 (1.9)	28 (2.4)	22 (2.1)	19.6 (2.2)
	Cumul	**171.6 (5.8)**	**185.2 (5.7)**	**168 (5.8)**	**148.8 (6)**	**226.8 (7.5)**	**248 (9.6)**	**204.8 (8.9)**	**173.6 (5)**
49	Moyenne	72.4 (6.3)	79.6 (6)	68.4 (3.5)	52 (6.8)	62.4 (3.8)	72.4 (4.5)	66.8 (7.5)	51.6 (6.6)
	Cumul	**244 (8.6)**	**264.8 (8.3)**	**236.4 (6.7)**	**200.8 (9.1)**	**289.2 (8.4)**	**320.4 (10.6)**	**271.6 (11.6)**	**225.2 (8.3)**
70	Moyenne	58 (5.6)	60.4 (4.6)	55.2 (3.7)	51.6 (2.8)	59.2 (1.9)	66 (1.4)	60.4 (9)	42 (3)
	Cumul	**302 (10.3)**	**325.2 (9.4)**	**291.6 (7.7)**	**252.4 (9.5)**	**348.4 (8.6)**	**386.4 (10.7)**	**332 (14.7)**	**267.2 (8.8)**
91	Moyenne	62.2 (16.2)	62 (8.9)	58 (9.5)	52.4 (6.2)	52.4 (2.3)	54 (4.7)	47.4 (2.2)	36.4 (7.1)
	Cumul	**364.2 (19.2)**	**387.2 (13)**	**349.6 (12.2)**	**304.8 (11.4)**	**400.8 (8.9)**	**440.4 (11.7)**	**379.4 (14.9)**	**303.6 (11.3)**

Jour		*Sol TEMOIN + BOUE 2013*	*Sol TEMOIN + DVB 2013*	*Sol TEMOIN + BOUE 2014*	*Sol TEMOIN + DVB 2014*
0	**Cumul**	**0**	**0**	**0**	**0**
1	Moyenne	148.8 (5)	37.2 (3.4)	130.4 (5.1)	71.2 (2.1)
	Cumul	**148.8 (5)**	**37.2 (3.4)**	**130.4 (5.1)**	**71.2 (2.1)**
3	Moyenne	190 (1.5)	32.8 (3.1)	152 (2.5)	56.4 (2.5)
	Cumul	**338.8 (5.2)**	**70 (4.7)**	**282.4 (5.7)**	**127.6 (3.3)**
7	Moyenne	193.2 (1.4)	44.4 (3.4)	178.8 (4.4)	97.2 (2.2)
	Cumul	**532 (5.4)**	**114.4 (5.8)**	**461.2 (7.2)**	**224.8 (3.9)**
14	Moyenne	138.4 (2.8)	48.8 (3)	141.2 (2.8)	77.2 (2.5)
	Cumul	**670.4 (6.1)**	**163.2 (6.5)**	**602.4 (7.7)**	**302 (4.7)**
21	Moyenne	92.8 (2.9)	38 (1.8)	97.2 (1.3)	52.4 (1.9)
	Cumul	**763.2 (6.8)**	**201.2 (6.8)**	**699.6 (7.8)**	**354.4 (5)**
28	Moyenne	64.8 (4.5)	29.2 (1.5)	70 (3.9)	48 (3.1)
	Cumul	**828 (8.1)**	**230.4 (6.9)**	**769.6 (8.7)**	**402.4 (5.9)**
49	Moyenne	124 (3.8)	52.8 (3.4)	132.8 (3.6)	97.6 (2.3)
	Cumul	**952 (9)**	**283.2 (7.7)**	**902.4 (9.4)**	**500 (6.3)**
70	Moyenne	85.6 (3.5)	56 (3.2)	93.6 (2.7)	76.4 (3)
	Cumul	**1037.6 (9.6)**	**339.2 (8.4)**	**996 (9.8)**	**576.4 (7)**
91	Moyenne	77.2 (6.7)	50.4 (2.4)	80 (3.2)	65.6 (9)
	Cumul	**1114.8 (11.7)**	**389.6 (8.7)**	**1076 (10.3)**	**642 (11.4)**

Les écarts-types associés à chaque moyenne ou cumul de minéralisation pour un jour donné sont visibles entre parenthèses.

Tableau II : Minéralisation de l'azote organique et évolution des teneurs en N_{min} (mg.kg^{-1} MS) mesurées à chaque date d'incubation des « Sols Seuls » et des PRO incorporés au Sol TEMOIN.

Jour	*Sol BOUE 2013*	*Sol DVB 2013*	*Sol TEMOIN 2013*	*Sol TEMOIN + N 2013*	*Sol BOUE 2014*	*Sol DVB 2014*	*Sol TEMOIN 2014*	*Sol TEMOIN + N 2014*
0	6.5 (0.0)	5.8 (0.1)	3.7 (0.1)	34.9 (0.4)	12.3 (0.7)	11.8 (0.3)	7.5 (0.8)	38.2 (0.6)
7	9.0 (0.3)	8.8 (0.1)	5.7 (0.6)	34.0 (0.8)	22.0 (1.1)	22.8 (1.0)	17.9 (0.4)	51.2 (0.3)
14	11.4 (0.3)	11.6 (0.1)	7.8 (0.4)	37.4 (1.2)	24.8 (1.3)	25.0 (1.0)	20.3 (0.8)	51.5 (1.1)
28	12.4 (0.1)	13.7 (0.2)	9.1 (1.2)	38.3 (0.5)	28.3 (0.2)	29.3 (0.7)	23.3 (1.1)	55.4 (0.2)
49	18.3 (0.5)	19.9 (0.2)	12.3 (0.1)	45.3 (0.6)	31.4 (0.7)	33.5 (0.5)	25.2 (0.5)	57.8 (1.0)
70	23.8 (0.2)	24.9 (0.8)	16.2 (0.4)	47.0 (0.9)	40.2 (0.5)	42.1 (0.3)	29.7 (0.8)	61.0 (1.3)
91	24.8 (1.3)	26.8 (0.7)	16.8 (0.3)	49.4 (0.5)	43.3 (0.4)	44.5 (1.3)	36.4 (0.8)	62.3 (1.7)

Jour	*Sol TEMOIN + BOUE 2013*	*Sol TEMOIN + DVB 2013*	*Sol TEMOIN + BOUE 2014*	*Sol TEMOIN + DVB 2014*
0	48.9 (0.5)	51.5 (0.2)	73.4 (1.0)	75.6 (0.5)
7	108.6 (3.5)	51.1 (1.1)	95.0 (2.6)	76.8 (0.5)
14	131.5 (1.4)	56.4 (0.2)	11.5 (1.0)	83.5 (1.0)
28	145.8 (1.6)	55.1 (0.2)	121.5 (4.0)	88.5 (0.1)
49	162.8 (2.3)	65.4 (0.7)	131.9 (2.8)	93.3 (0.3)
70	164.0 (5.6)	674 (1.4)	137.2 (4.8)	98.7 (2.3)
91	176.1 (2.4)	71.1 (0.2)	142.9 (1.1)	98.3 (0.8)

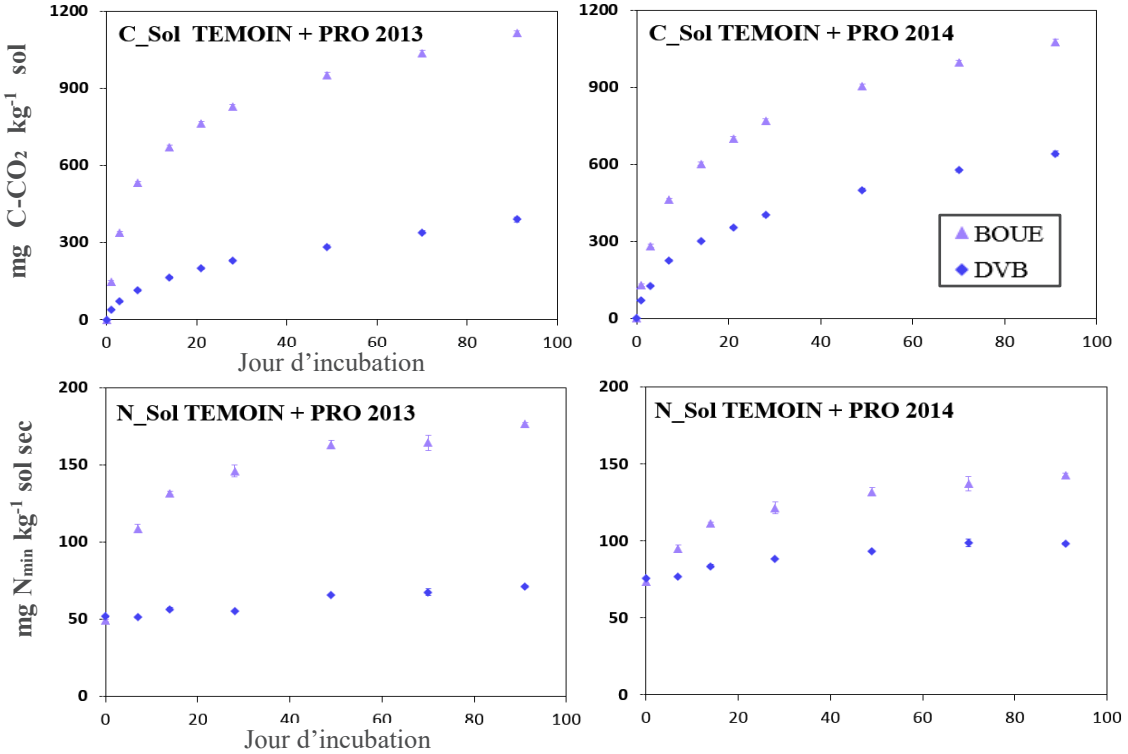


Figure I : Étude du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote organiques suite aux incubations effectuées à partir de l'incorporation de 2 g de C des PRO épandus en février 2013 et août 2014 par kg de sol sec à du sol de la parcelle TEMOIN.

Annexe 5.F

Distribution du C et du N des PRO dans les différentes fractions biochimiques van Soest et ratios C/N et N/C associés.

BOUE 2013	*SOL*	*HEM*	*CEL*	*LIC*
C [% COT]	71.3	10.8	10.7	7.2
N [% NOT]	79.4	10.2	3.9	6.5
C/N	5.5	6.5	16.7	6.8
N/C	0.183	0.155	0.060	0.148

BOUE 2014	*SOL*	*HEM*	*CEL*	*LIC*
C [% COT]	69.4	17.8	5.5	7.3
N [% NOT]	81.5	13.0	1.3	4.2
C/N	5.7	9.1	28.6	11.5
N/C	0.177	0.110	0.035	0.087

DVB 2013	*SOL*	*HEM*	*CEL*	*LIC*
C [% COT]	48.6	7.0	19.7	24.8
N [% NOT]	68.3	4.4	7.0	20.3
C/N	7.5	16.9	29.7	13.0
N/C	0.133	0.059	0.034	0.077

DVB 2014	*SOL*	*HEM*	*CEL*	*LIC*
C [% COT]	50.9	5.0	22.9	21.2
N [% NOT]	79.2	3.1	3.7	13.9
C/N	6.5	16.2	62.1	15.4
N/C	0.154	0.062	0.016	0.065

Annexe 5.G

Comparaisons des résultats des simulations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de la plateforme Sol Virtuel sur les parcelles.

Suite aux optimisations effectuées par méthode inverse à l'aide d'HYDRUS-1D à partir des dynamiques instrumentales expérimentales de potentiel matriciel et de teneur en eau corrigée, les jeux de paramètres (θ_r, θ_s, α, n et K_s) spécifiques à chaque matériau de chacune des trois parcelles en sol nu sont réutilisés pour la simulation de l'hydrodynamique sur la plateforme Sol Virtuel.

Nous remarquons que les modélisations des dynamiques instrumentales à l'aide d'HYDRUS-1D et de la plateforme Sol Virtuel sont identiques (Figure I). Les coefficients d'efficience sont en effet constamment supérieurs à 0.99 pour l'ensemble des profondeurs instrumentées (Tableau I) et de plus en plus proches de 1 au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la surface. Les très faibles différences, constatées principalement sur les données de potentiel matriciel des sondes implantées à 10 et 20 cm de profondeur peuvent en partie être justifiées par le fait que, contrairement à HYDRUS-1D, la plateforme ne permet pas de renseigner une valeur journalière de pression minimum permise à la surface du sol avant que l'évaporation renseignée ne soit recalculée par le modèle (h_a). Une valeur unique de pression h_a égale à -25 000 cm est fixée pour l'ensemble de modélisations effectuées sur les parcelles avec la plateforme Sol Virtuel.

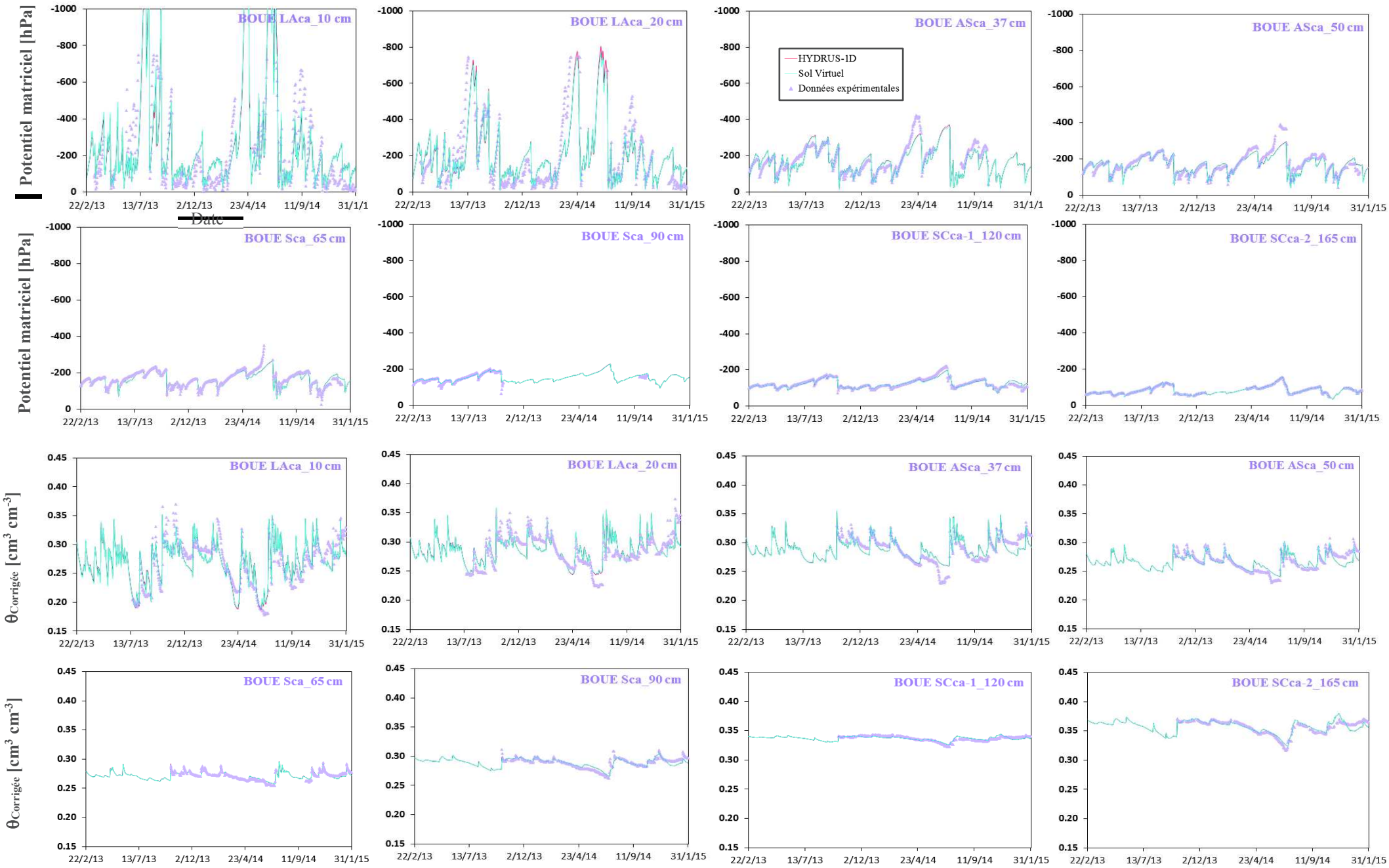
Tableau I : Coefficients d'efficience obtenus pour les comparaisons de la simulation des dynamiques instrumentales réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de la plateforme Sol Virtuel.

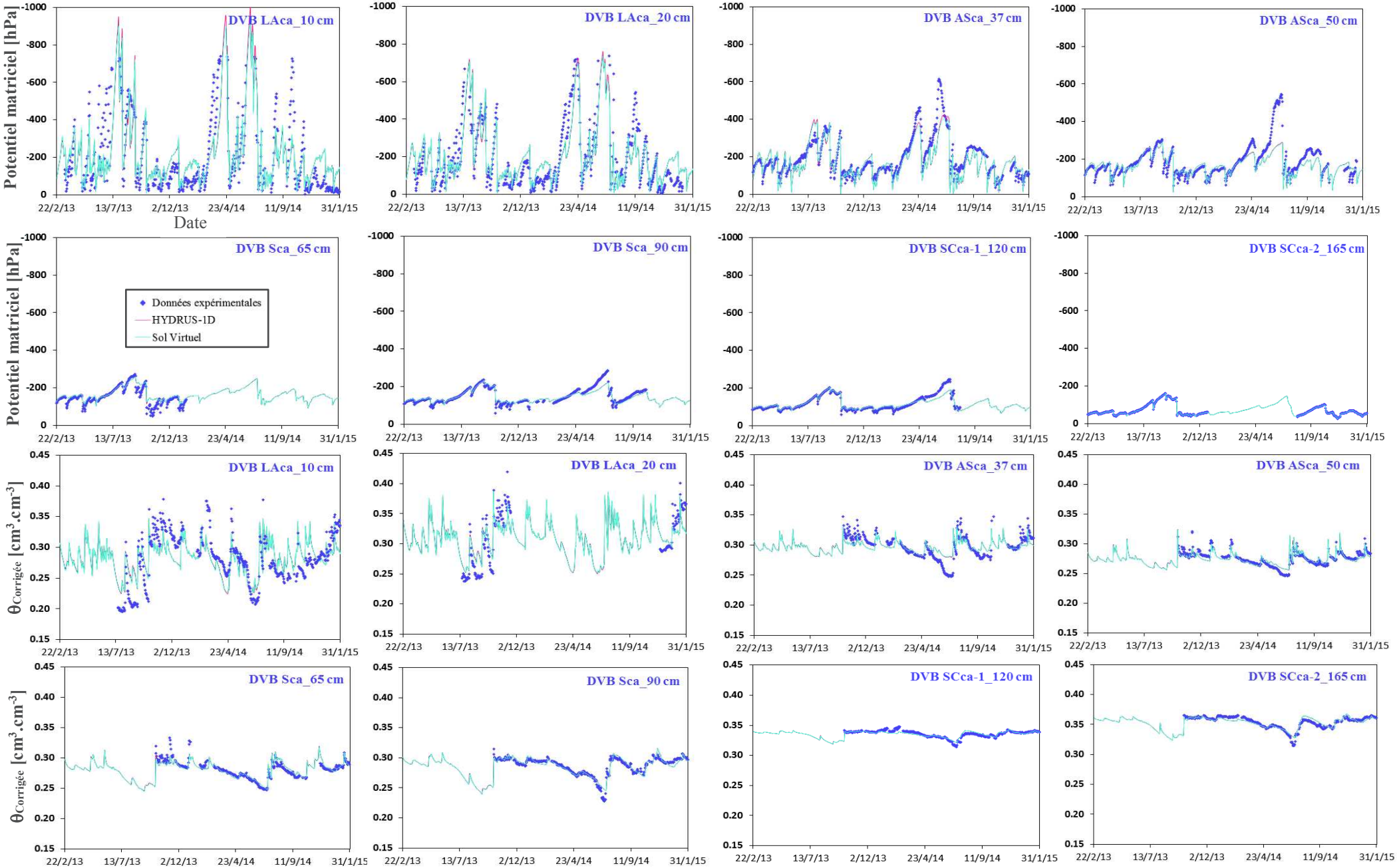
BOUE	LAca_10	LAca_20	ASca_37	ASca_50	Sca_65	Sca_90	SCca-1_120	SCca-2_165	Moyenne
Potentiel matricel	0.992	0.996	0.999	0.999	0.999	0.998	0.999	/	0.997
Teneur en eau	0.998	0.999	0.999	0.999	0.999	0.999	0.999	1.000	0.999
DVB	**LAca_10**	**LAca_20**	**ASca_37**	**ASca_50**	**Sca_65**	**Sca_90**	**SCca-1_120**	**SCca-2_165**	**Moyenne**
Potentiel matricel	0.995	0.997	0.996	0.999	0.999	0.998	0.999	/	0.998
Teneur en eau	0.998	0.999	0.998	0.998	0.998	0.998	0.999	1.000	0.998
TEMOIN	**LAca_10**	**LAca_20**	**ASca_37**	**ASca_50**	**Sca_65**	**Sca_90**	**SCca-1_120**	**SCca-2_165**	**Moyenne**
Potentiel matricel	0.993	0.994	0.994	0.993	0.997	0.998	0.999	/	0.995
Teneur en eau	0.996	0.994	0.996	0.995	0.997	0.998	0.999	1.000	0.997

Les simulations de la dynamique des ions bromures sur les parcelles en sol nu ont été réalisées sur la plateforme Sol Virtuel avec les paramètres établis à l'aide d'HYDRUS-1D pour chaque parcelle suivant le scénario d'optimisation S_7' avec notamment des dispersivités calées manuellement pour chaque horizon. Nous constatons que les résultats des simulations sont semblables à ceux obtenus via HYDRUS-1D (Figure II), avec des coefficients d'efficience une nouvelle fois supérieurs à 0.99 (Tableau II). Ces résultats sont logiques, les deux modèles étant basés sur l'équation de convection dispersion (CDE) pour la simulation de la dynamique des solutés sur les parcelles. Les faibles disparités entre les résultats peuvent être notamment être dues aux légères différences concernant le calcul par le modèle de l'évaporation à la surface du sol et engendrées par des valeurs de h_a qui ne peuvent être renseignées de façon journalière sur la plateforme.

Tableau II : Coefficients d'efficience obtenus pour les comparaisons de la simulation du transport des ions bromures réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de la plateforme Sol Virtuel.

Campagne C+T	BOUE	DVB	TEMOIN
C_1	0.999	0.999	0.994
C_2	0.997	0.997	0.998
C_3	0.997	0.996	0.998
C_4	0.998	0.998	0.998
Moyenne Campagne	0.997	0.998	0.997


Potentiel matriciel [hPa]
BOUE LAca_10 cm
BOUE LAca_20 cm
BOUE ASca_37 cm
BOUE ASca_50 cm
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
Données expérimentales
Date
BOUE Sca_65 cm
BOUE Sca_90 cm
BOUE SCca-1_120 cm
BOUE SCca-2_165 cm
θCorrigée [cm3 cm-3]
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


DVB LAca_10 cm
DVB LAca_20 cm
DVB ASca_37 cm
DVB ASca_50 cm
DVB Sca_65 cm
DVB Sca_90 cm
DVB SCca-1_120 cm
DVB SCca-2_165 cm
Potentiel matriciel [hPa]
θCorrigée [cm3.cm-3]
Date
Données expérimentales
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

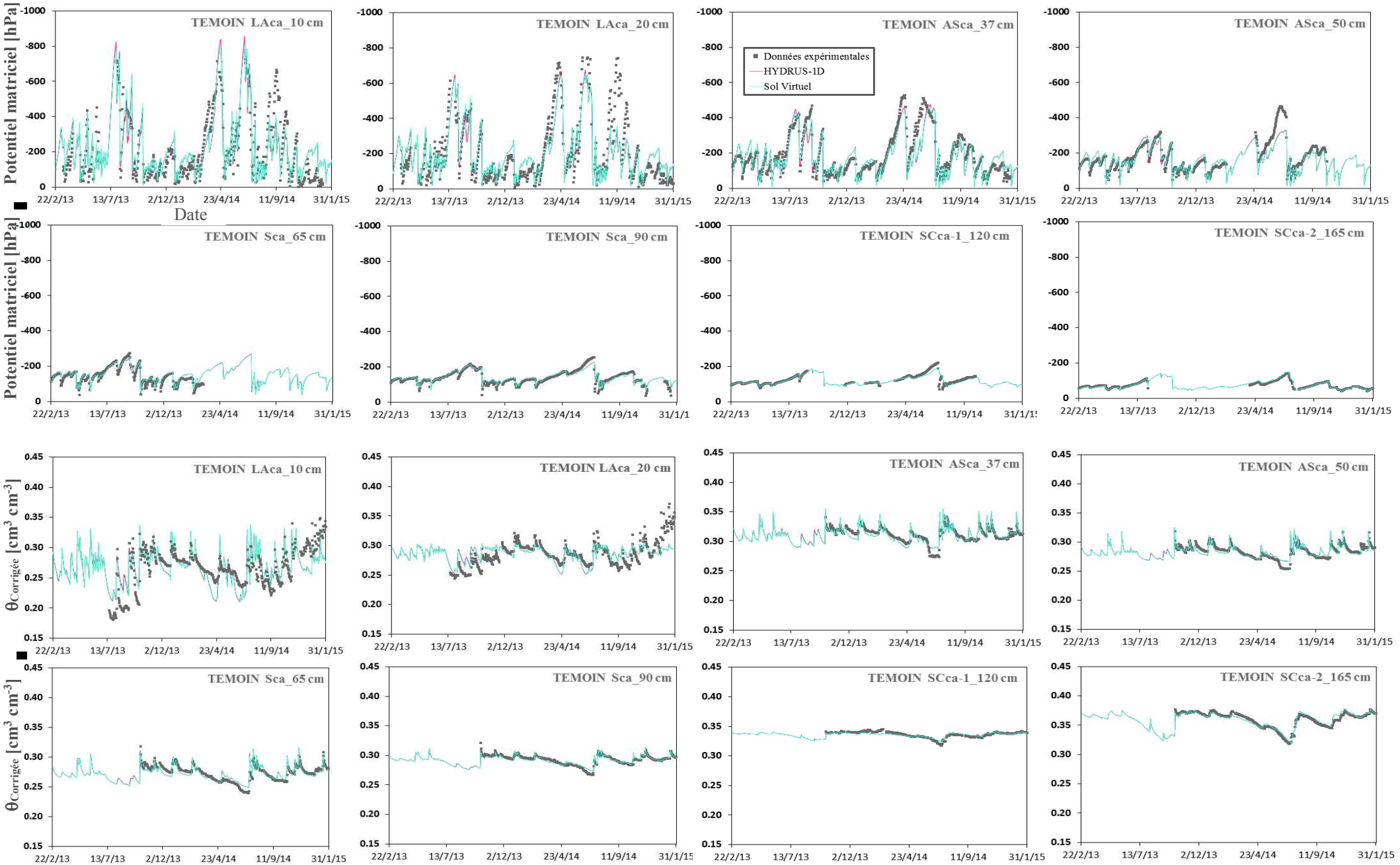


Figure I : Comparaison des résultats des modélisations par HYDRUS-1D et par la plateforme Sol Virtuel des dynamiques instrumentales observées aux profondeurs instrumentées sur les parcelles.

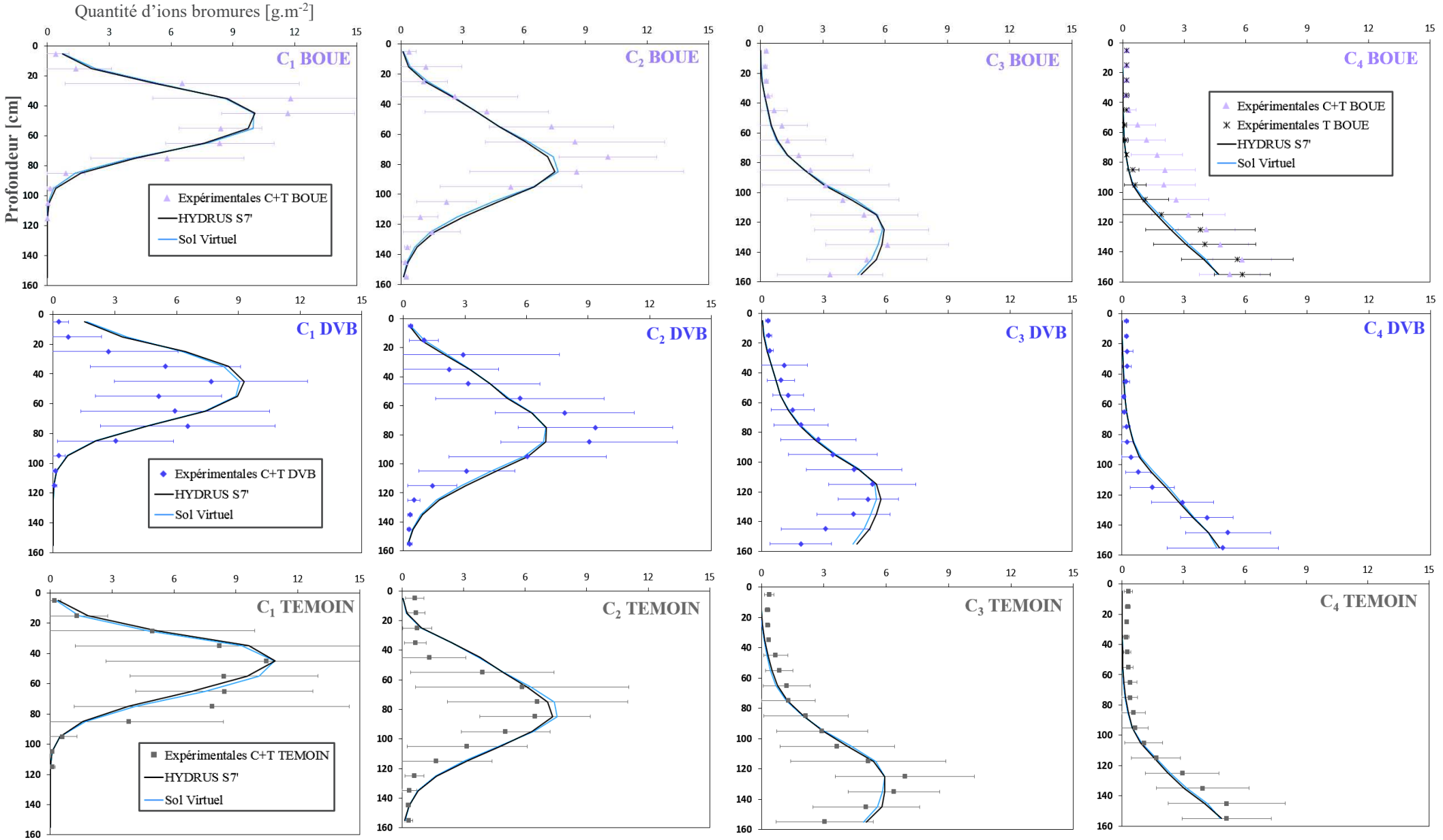


Figure II : Comparaison des résultats des modélisations par HYDRUS-1D et par la plateforme Sol Virtuel du transport des ions bromures apportés le 20/02/2013 sur chacune des trois parcelles.

Annexe 5.H

Comparaisons des résultats des simulations réalisées à l'aide d'HYDRUS-1D et de la plateforme Sol Virtuel sur les cases.

Pour rappel, seules les Cases TEMOIN (1 et 4) sont instrumentées avec du matériel de suivi hydrique, la Case 1 étant équipée de tensiomètres et de sondes TDR et la Case 4 uniquement avec ces dernières.

Comme pour les parcelles, nous remarquons que les dynamiques instrumentales sont très fidèlement reproduites entre HYDRUS-1D et la plateforme Sol Virtuel (Figure I), avec des coefficients d'efficience constamment supérieurs à 0.983 (Tableau I). Les valeurs de h_a ont été fixées à -10 000 cm pour les Cases 1, 2 et 3 et -15 000 cm pour les Cases 4, 5 et 6.

Tableau I : Coefficient d'efficience entre modélisations par HYDRUS-1D et la plateforme Sol Virtuel des données instrumentales acquises les cases lysimétriques TEMOIN (1 et 4).

CASE 1 - TEMOIN	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_40*	*Sca_60*	*Sca_80*	*Moyenne*
Potentiel matriciel	0.983	0.985	0.995	0.995	0.996	0.991
Teneur en eau	0.994	0.991	0.994	0.991	0.989	0.992

CASE 4 - TEMOIN	*LAca_10*	*LAca_20*	*ASca_40*	*Sca_60*	*Sca_80*	*Moyenne*
Teneur en eau	0.992	0.994	0.995	0.995	0.994	0.994

Les drainages constatés sur les cases lysimétriques sont également simulés de manière quasiment identique à l'aide d'HYDRUS-1D et Sol Virtuel, avec des dynamiques finalement très proches et des coefficients d'efficience supérieurs à 0.995 (Figure II et Tableau II).

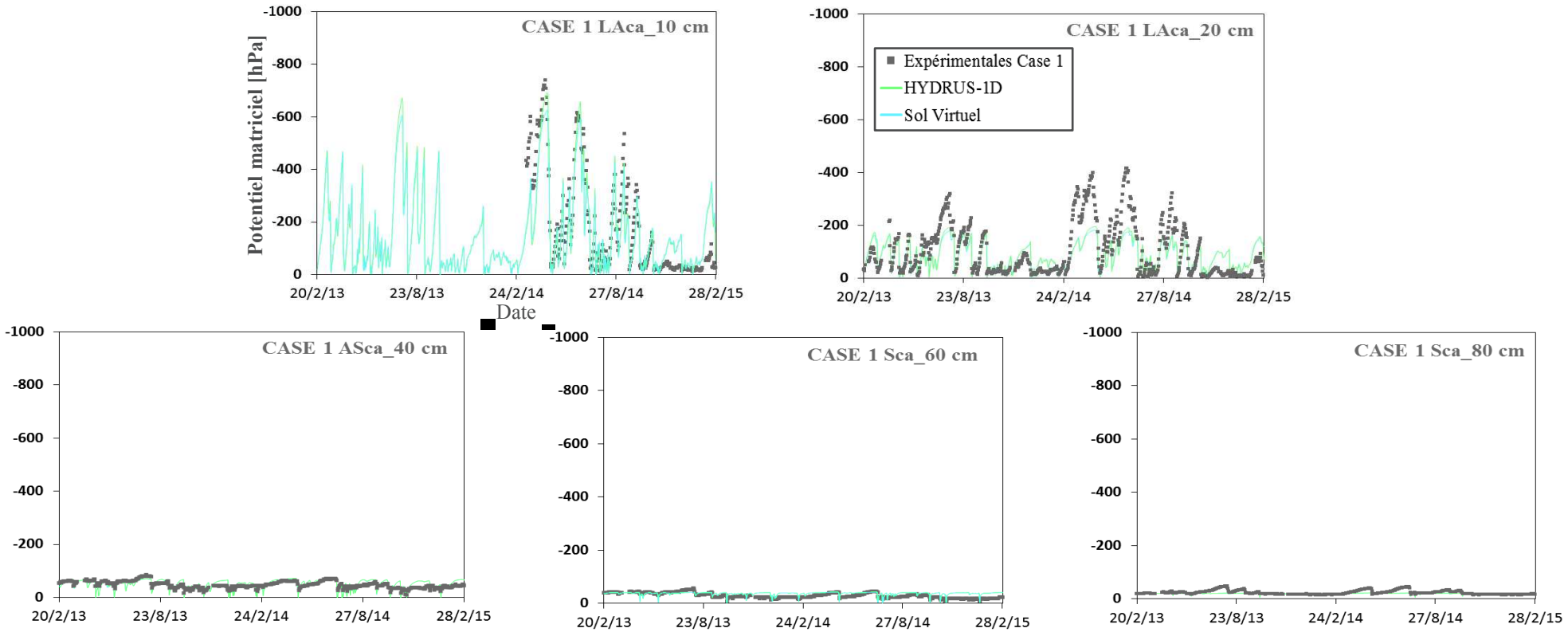
Tableau II : Coefficient d'efficience entre modélisations par HYDRUS-1D et la plateforme Sol Virtuel des données de drainages journaliers constatés sur les six cases lysimétriques.

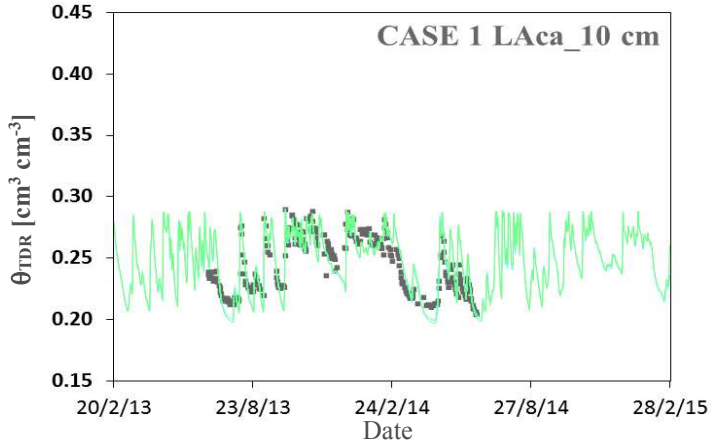
CASE	*1 - TEMOIN*	*2 - DVB*	*3 - BOUE*	*4 - TEMOIN*	*5 - DVB*	*6 - BOUE*
E - Drainage	0.996	0.997	0.995	0.996	0.995	0.997

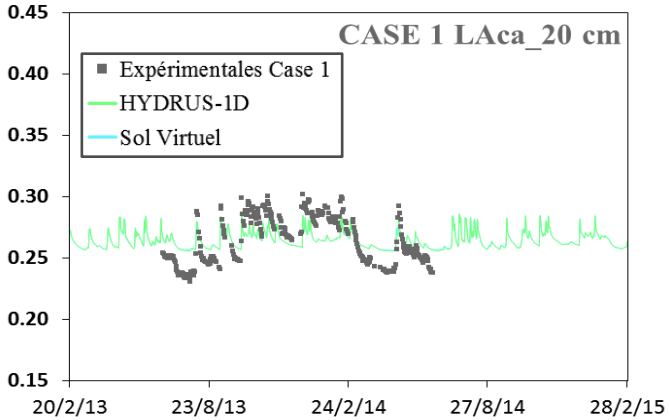
Le transport des ions bromures sur les cases lysimétriques, convenablement décrit avec l'utilisation du modèle MIM à l'aide d'HYDRUS-1D, est également bien simulé sur celui de la plateforme (Figure III) avec l'obtention de résultats finalement très proches de ceux observés à l'aide d'HYDRUS-1D ($E > 0.986$, Tableau III). Seul le paramètre β est calé pour chacune des parcelles (Tableau III), ce dernier permettant de retrouver une teneur en eau immobile moyenne qui varie finalement faiblement autour de celle calée manuellement à l'aide d'HYDRUS-1D.

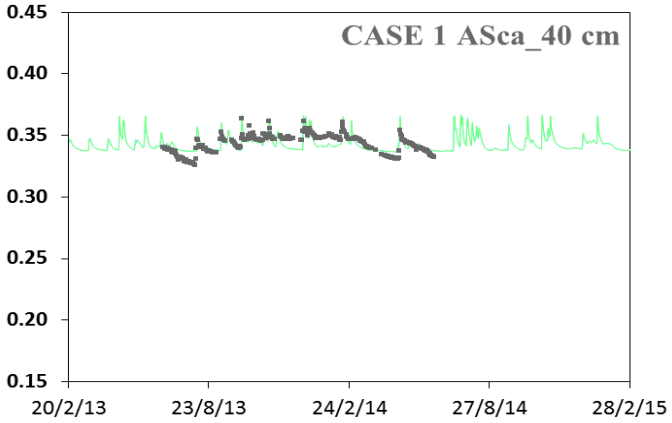
Tableau III : Coefficient d'efficience entre modélisations par HYDRUS-1D et la plateforme Sol Virtuel du transport des ions bromures sur les six cases lysimétriques.

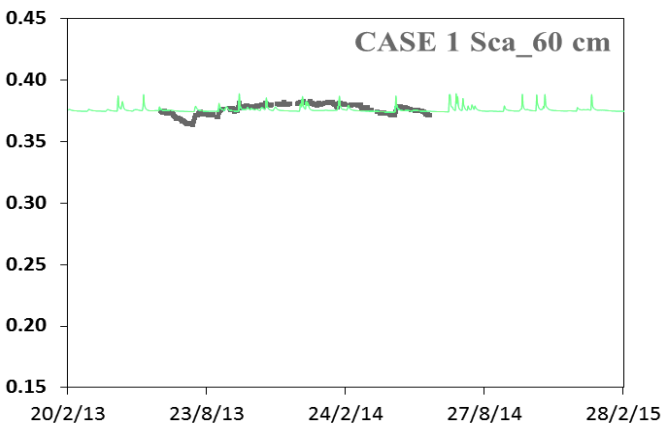
CASE	*[Br^-]*	*Flux Br^-*	*Paramètre β*
1 - TEMOIN	0.998	0.992	0.7
2 - DVB	0.994	0.995	0.5
3 - BOUE	0.993	0.995	0.5
4 - TEMOIN	0.996	0.986	0.9
5 - DVB	0.995	0.992	2.0
6 - BOUE	0.999	0.992	1.3

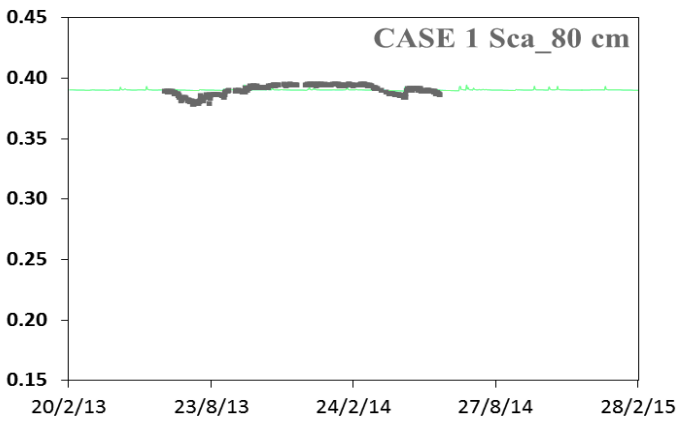

CASE 1 LAca_10 cm
CASE 1 LAca_20 cm
CASE 1 ASca_40 cm
CASE 1 Sca_60 cm
CASE 1 Sca_80 cm
Expérimentales Case 1
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
Potentiel matriciel [hPa]
Date
-1000
-800
-600
-400
-200
0
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


CASE 1 LAca_10 cm
θTDR [cm3 cm-3]
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15
Date


CASE 1 LAca_20 cm
Expérimentales Case 1
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


CASE 1 ASca_40 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


CASE 1 Sca_60 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15


CASE 1 Sca_80 cm
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
20/2/13
23/8/13
24/2/14
27/8/14
28/2/15

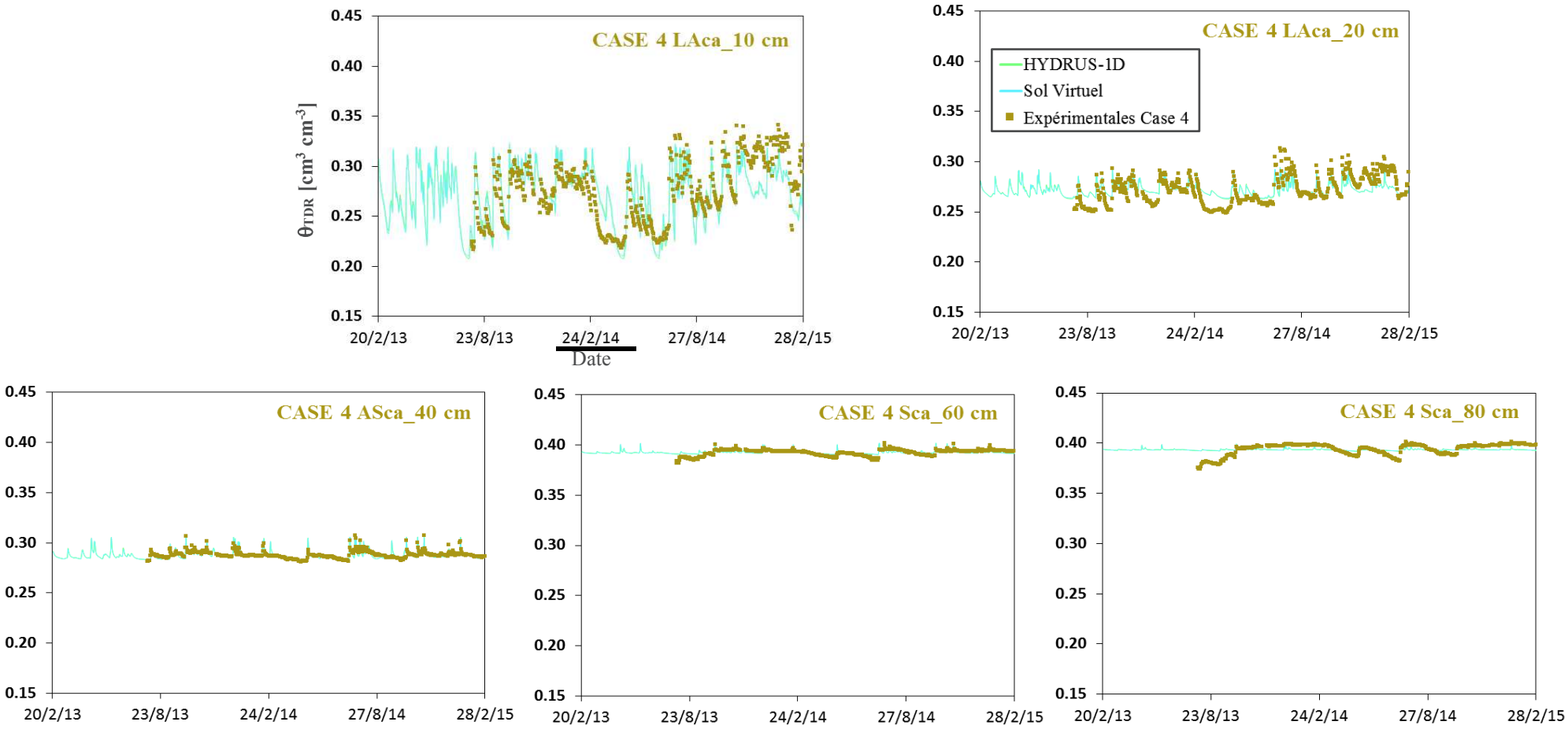


Figure I : Comparaison des résultats des modélisations par HYDRUS-1D et par la plateforme Sol Virtuel des dynamiques instrumentales observées aux profondeurs instrumentées sur les Cases 1 et 4.

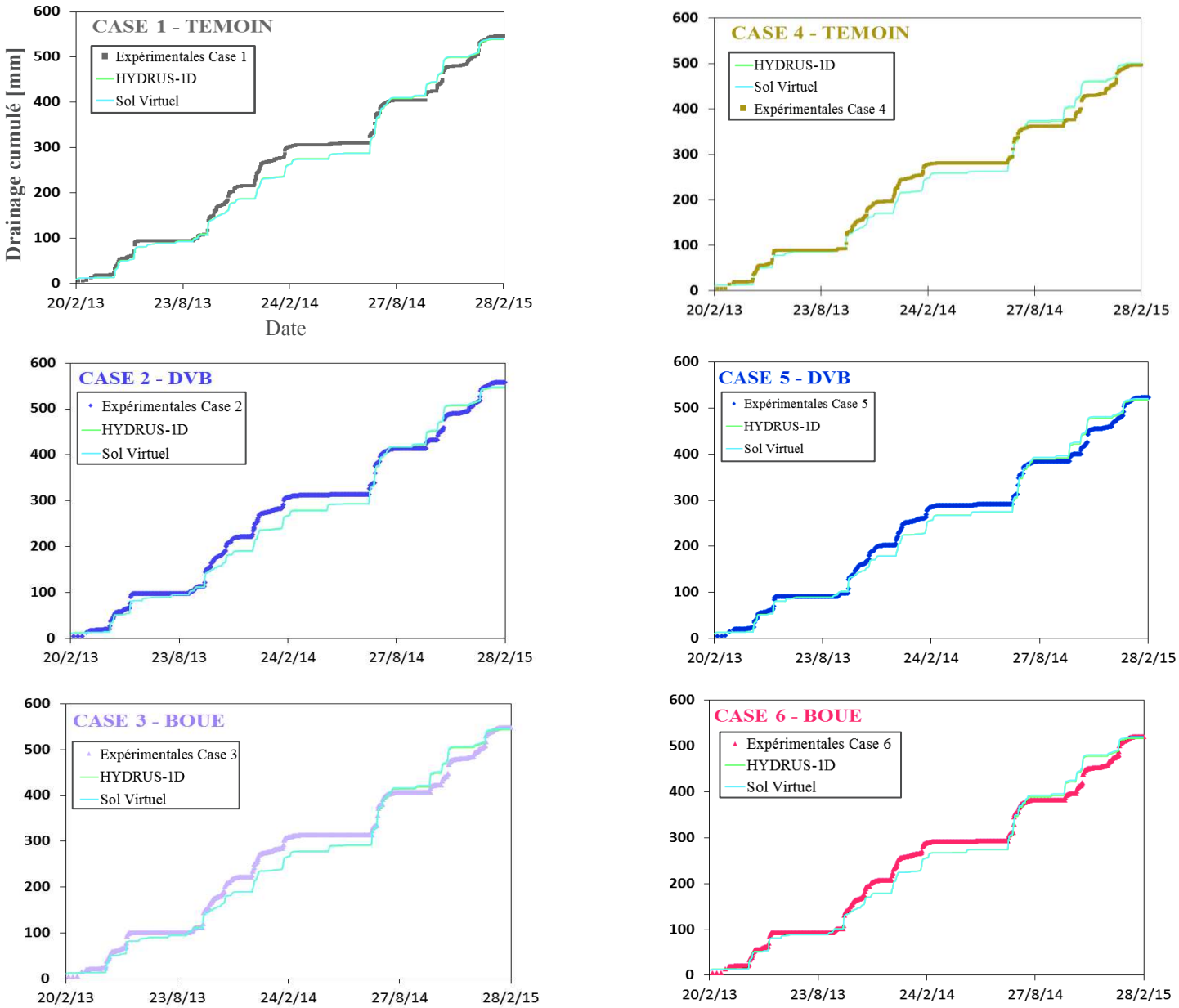
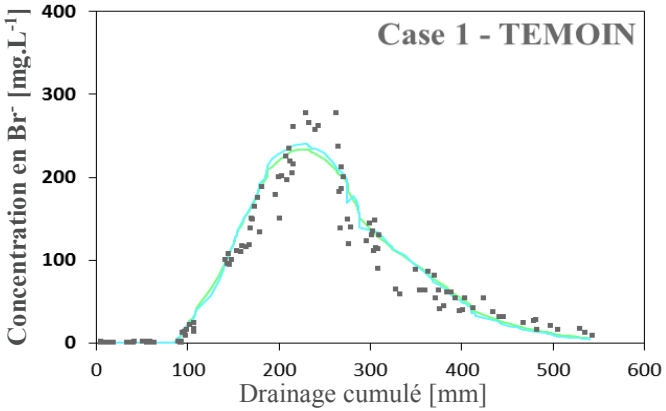
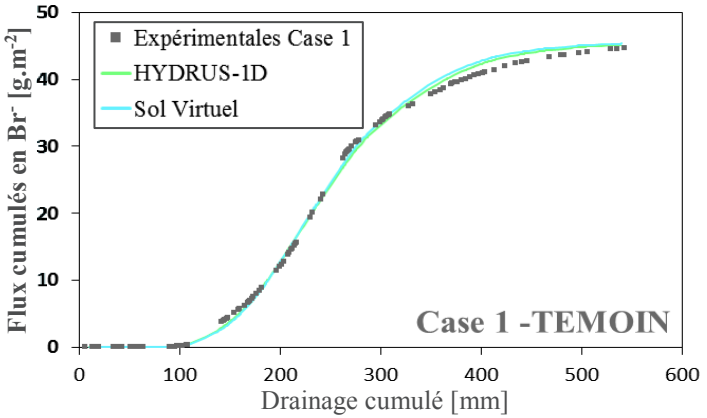
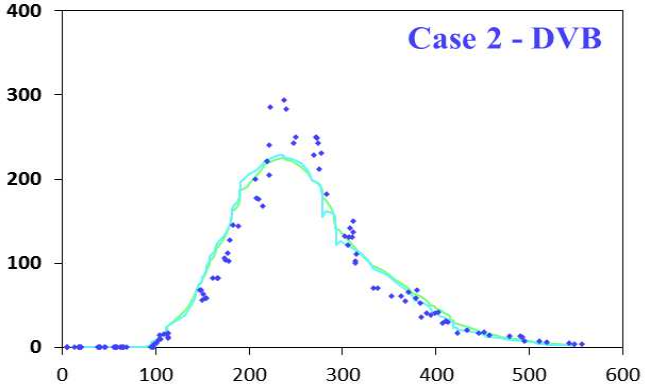
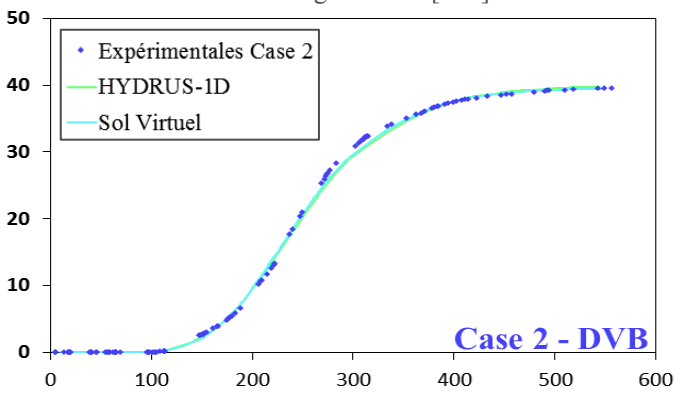


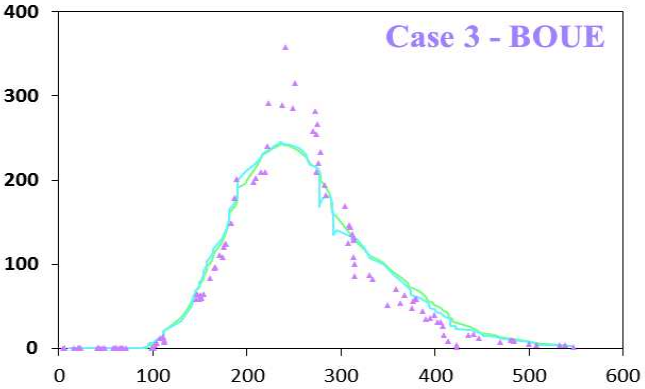
Figure II : Comparaison des résultats des modélisations par HYDRUS-1D et par la plateforme Sol Virtuel des drainages cumulés observés sur les Cases 1 et 4.

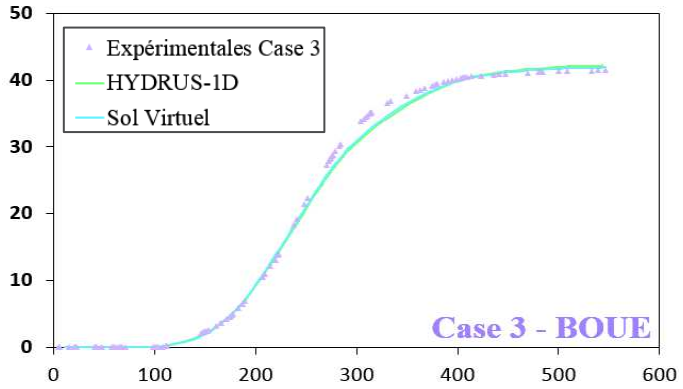

Case 1 - TEMOIN
Concentration en Br⁻ [mg.L⁻¹]
Drainage cumulé [mm]


Expérimentales Case 1
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
Case 1 -TEMOIN
Flux cumulés en Br⁻ [g.m⁻²]
Drainage cumulé [mm]


Case 2 - DVB


Expérimentales Case 2
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
Case 2 - DVB


Case 3 - BOUE


Expérimentales Case 3
HYDRUS-1D
Sol Virtuel
Case 3 - BOUE

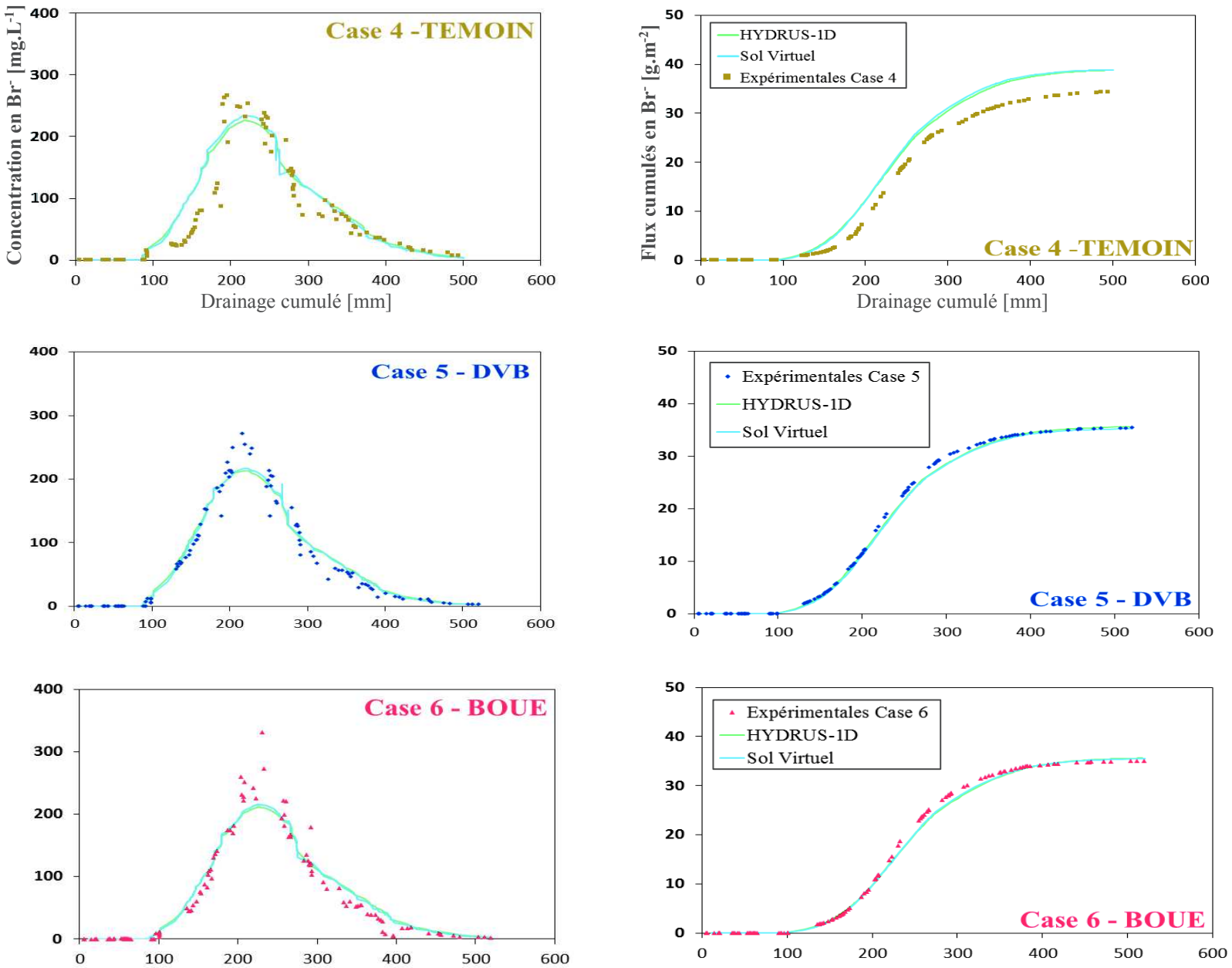


Figure III : Comparaison des résultats des modélisations par HYDRUS-1D et par la plateforme Sol Virtuel des concentrations et flux d'ions bromures retrouvés sur les cases lysimétriques.

Annexe 5.I

Comparaisons des données de températures mesurées par les capteurs et simulées par la plateforme Sol Virtuel.

Les données de températures mesurées par les sondes implantées à 10, 37, 50 et 100 cm sur chacune des trois parcelles peuvent être comparées à celles simulées par le module de transfert de chaleur de la plateforme Sol Virtuel aux mêmes profondeurs. Nous remarquons que les données mesurées par les capteurs implantés à 10, 37 et 50 cm sont très bien simulées par le modèle, avec des dynamiques constatées en fonction du temps très bien reproduites et des *extrema* semblables à ceux enregistrés par les sondes (Figure I). Les coefficients d'efficience sont en effet constamment supérieurs à 0.91 (Tableau I) et valident par conséquent la possibilité de simuler l'effet de la température sur les processus biologiques de transformation de la MO. À noter enfin que les données de températures acquises à 100 cm sont globalement légèrement surestimées par le modèle bien que les *minima* atteints durant la saison hivernale soient plutôt bien simulés ($0.71 < E < 0.76$). En l'absence de données de températures à 165 cm, une condition de gradient nul a été imposée à la limite inférieure du profil de sol engendrant probablement une légère diminution de la qualité des simulations en profondeur, bien que celle-ci ait moins d'impact qu'en surface, étant donné la réduction croissante de l'activité microbienne avec la profondeur.

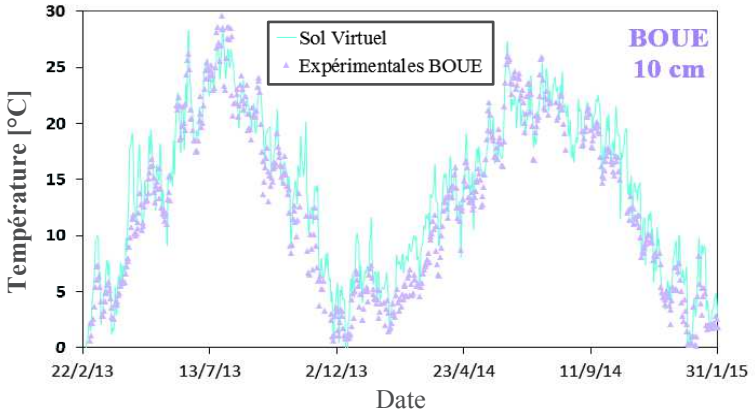
Tableau I : Coefficient d'efficience entre données de températures mesurées expérimentalement sur les parcelles aux profondeurs instrumentées et celles simulées par la plateforme Sol Virtuel.

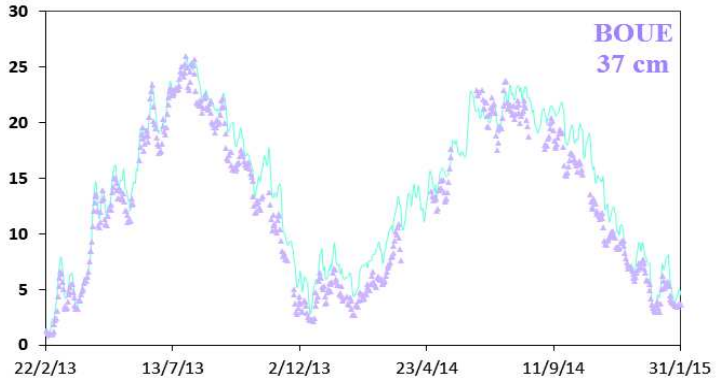
Température	10 cm	37 cm	50 cm	100 cm
BOUE	0.911	0.929	0.924	0.758
DVB	0.928	0.941	0.912	0.713
TEMOIN	0.910	0.920	0.911	0.746

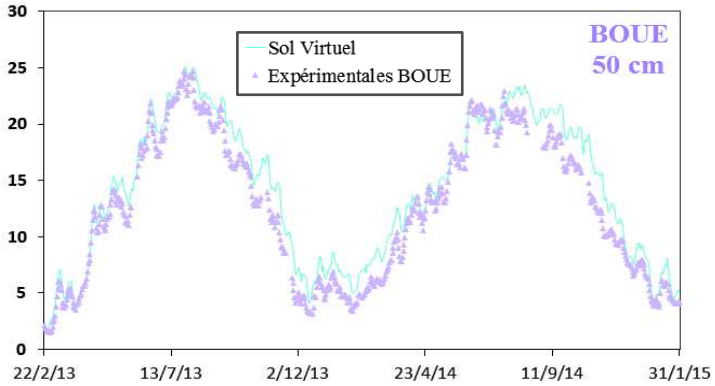
Sur la Case 1 (TEMOIN), la seule des six instrumentée avec des capteurs de température, nous remarquons que, comme sur les parcelles, les coefficients d'efficience entre données simulées et expérimentalement acquises dans les 50 premiers cm de sol sont supérieurs à 0.91, indiquant ainsi une bonne description du fonctionnement thermique du sol dans les deux premiers horizons (Tableau I). De plus, une surestimation des températures expérimentales est également constatée pour les profondeurs instrumentées sous 50 cm, avec des coefficients d'efficience de respectivement 0.848 et 0.685 calculés à 60 et 80 cm (Figure I).

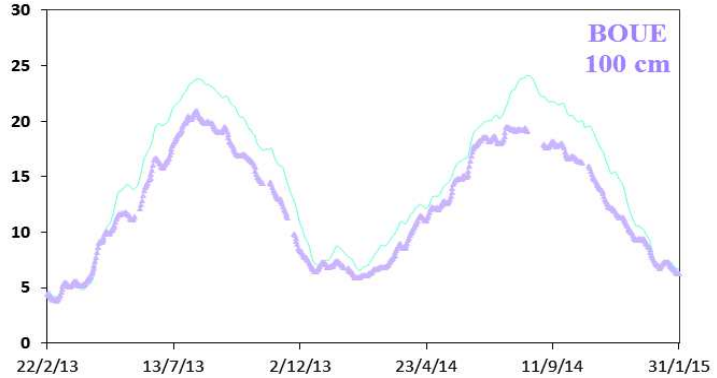
Tableau 0.1 : Coefficient d'efficience entre données de températures mesurées expérimentalement aux profondeurs instrumentées de la Case 1 (TEMOIN) et celles simulées par la plateforme Sol Virtuel.

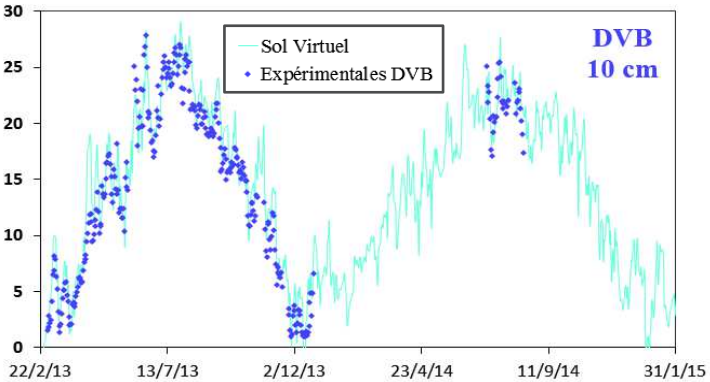
CASE 1 TEMOIN	*LAca_20*	*ASca_40*	*Sca_60*	*Sca_80*
Température	0.914	0.929	0.848	0.685

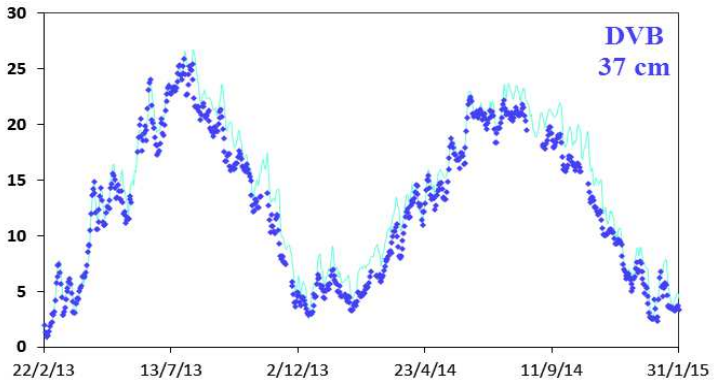

Température [°C]
Sol Virtuel
Expérimentales BOUE
BOUE
10 cm
0
5
10
15
20
25
30
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15
Date


BOUE
37 cm
0
5
10
15
20
25
30
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


Sol Virtuel
Expérimentales BOUE
BOUE
50 cm
0
5
10
15
20
25
30
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


BOUE
100 cm
0
5
10
15
20
25
30
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


Sol Virtuel
Expérimentales DVB
DVB
10 cm
0
5
10
15
20
25
30
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15


DVB
37 cm
0
5
10
15
20
25
30
22/2/13
13/7/13
2/12/13
23/4/14
11/9/14
31/1/15

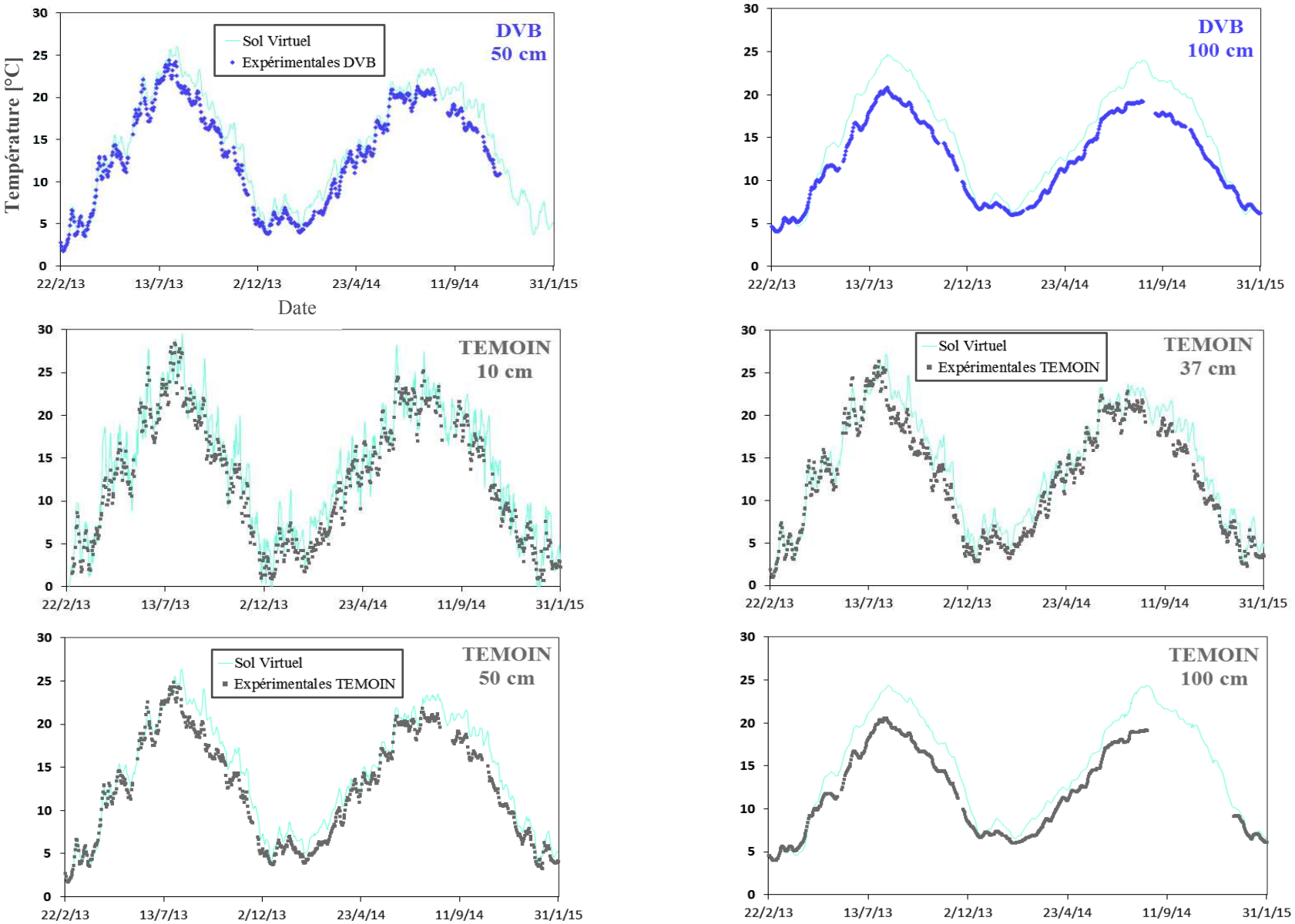


Figure I :Comparaison des données de températures mesurées par les sondes et simulées par la plateforme Sol Virtuel à 10, 37, 50 et 100 cm sur chacune des trois parcelles en sol nu.

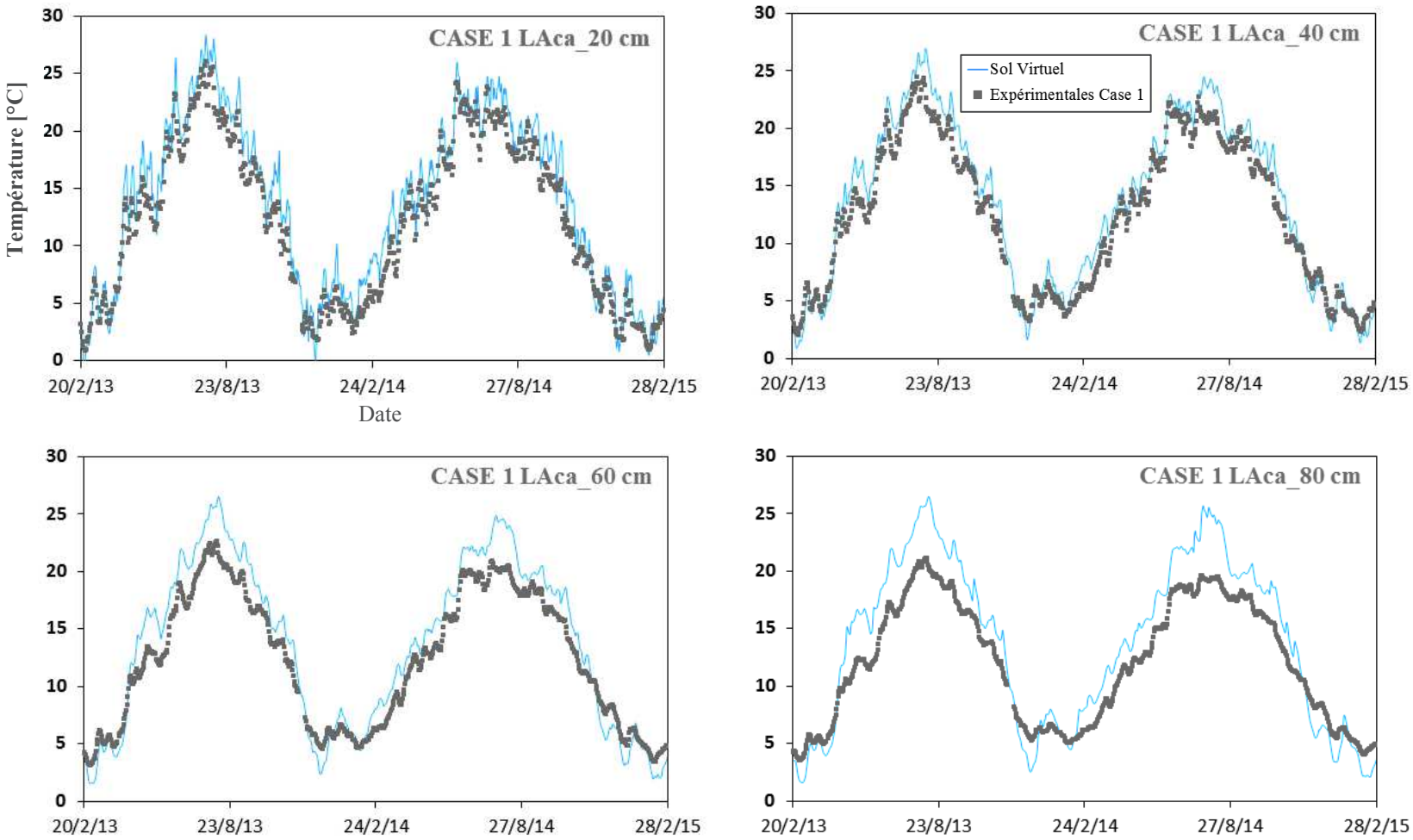
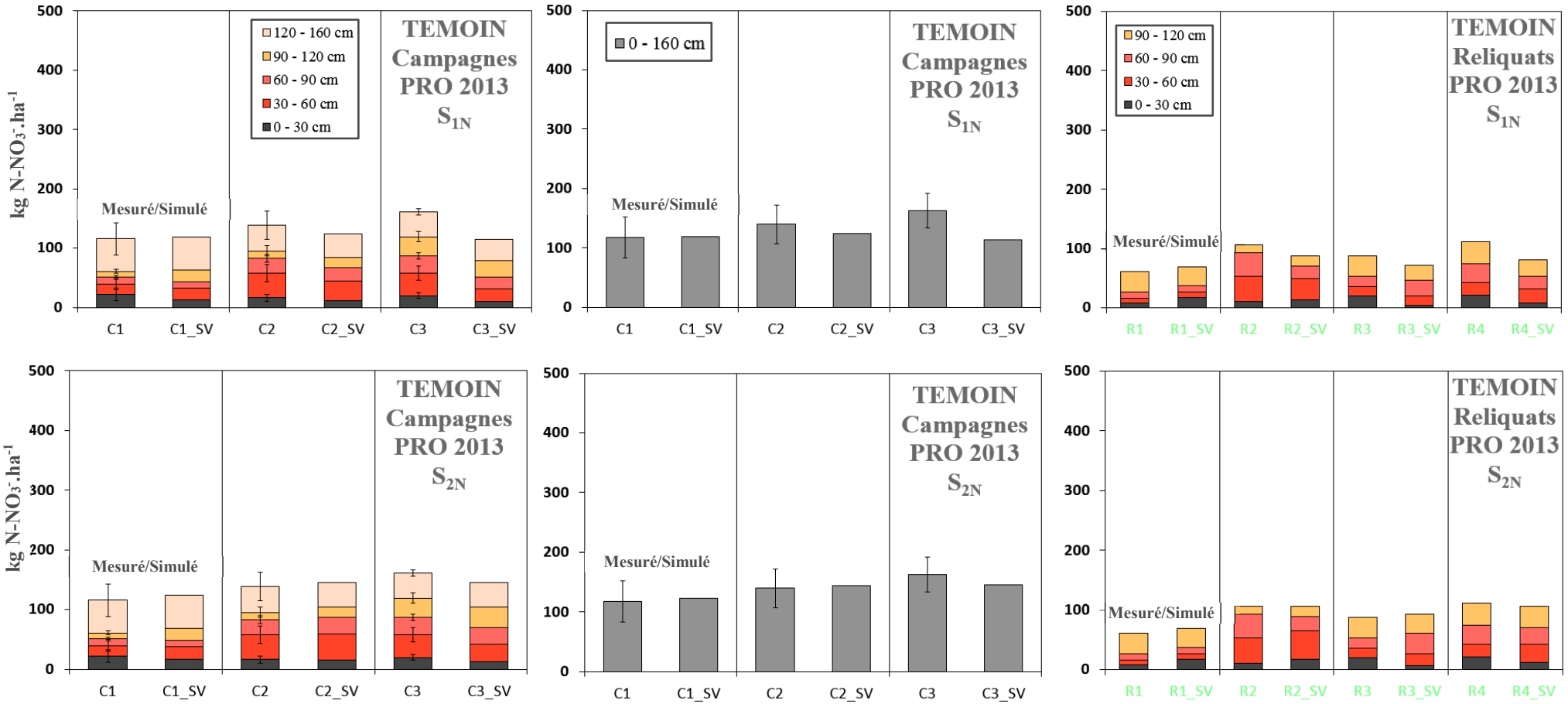


Figure II : Comparaison des données de température mesurées par les capteurs implantés à 20, 40, 60 et 80 cm sur la Case 1 (TEMOIN) et celles simulées par la plateforme Sol Virtuel.

Annexe 5.J

Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés sur la parcelle TEMOIN par tranche de 30 ou 40 cm, ou sur l'ensemble du profil considéré (0–120 ou 0–160 cm), avec ceux obtenus par modélisation sur la plateforme Sol Virtuel pour les scénarios d'optimisation S_{1N} et S_{2N}.



L'abscisse des histogrammes fait référence aux campagnes de prélèvements mises en place avec « C » pour les campagnes de suivi, « R » pour les reliquats et « SV » pour les données simulées sur Sol Virtuel.
En l'absence d'écarts-types pour les prélèvements mis en place dans le cadre des reliquats azotés, seules les teneurs en nitrates par tranche de 30 cm sur 0–120 cm sont présentées.

Annexe 5.K

Répartition des teneurs en carbone dans les pools de la FOM des PRO BOUE et DVB définie sur chaque cm de l'horizon de surface sur la plateforme Sol Virtuel pour les épandages effectués en 2013 et 2014.

Tableau I : Cas d'un apport effectué à hauteur de la dose réglementaire.

A	PRO 2013 0 - 28 cm	SOL_F	SOL_S	HEM+CEL	LIC
		[kg C.kg^{-1} sol]			
BOUE [170 kg N.ha^{-1}]		0.000090	0.000091	0.000055	0.000018
DVB [170 kg N.ha^{-1}]		0.000040	0.000203	0.000133	0.000124

B	PRO 2014 0 - 10 cm	SOL_F	SOL_S	HEM+CEL	LIC
		[kg C.kg^{-1} sol]			
BOUE [170 kg N.ha^{-1}]		0.000236	0.000350	0.000196	0.000061
DVB [170 kg N.ha^{-1}]		0.000175	0.000348	0.000288	0.000218

C	PRO 2013 0 - 10 cm	SOL_F	SOL_S	HEM+CEL	LIC
		[kg C.kg^{-1} sol]			
BOUE [170 kg N.ha^{-1}]		0.000259	0.000261	0.000157	0.000053
DVB [170 kg N.ha^{-1}]		0.000115	0.000581	0.000381	0.000355

Tableau II : Cas d'un apport effectué avec les doses estimées après analyse des PRO au laboratoire selon les prélèvements mis en place le jour de l'épandage.

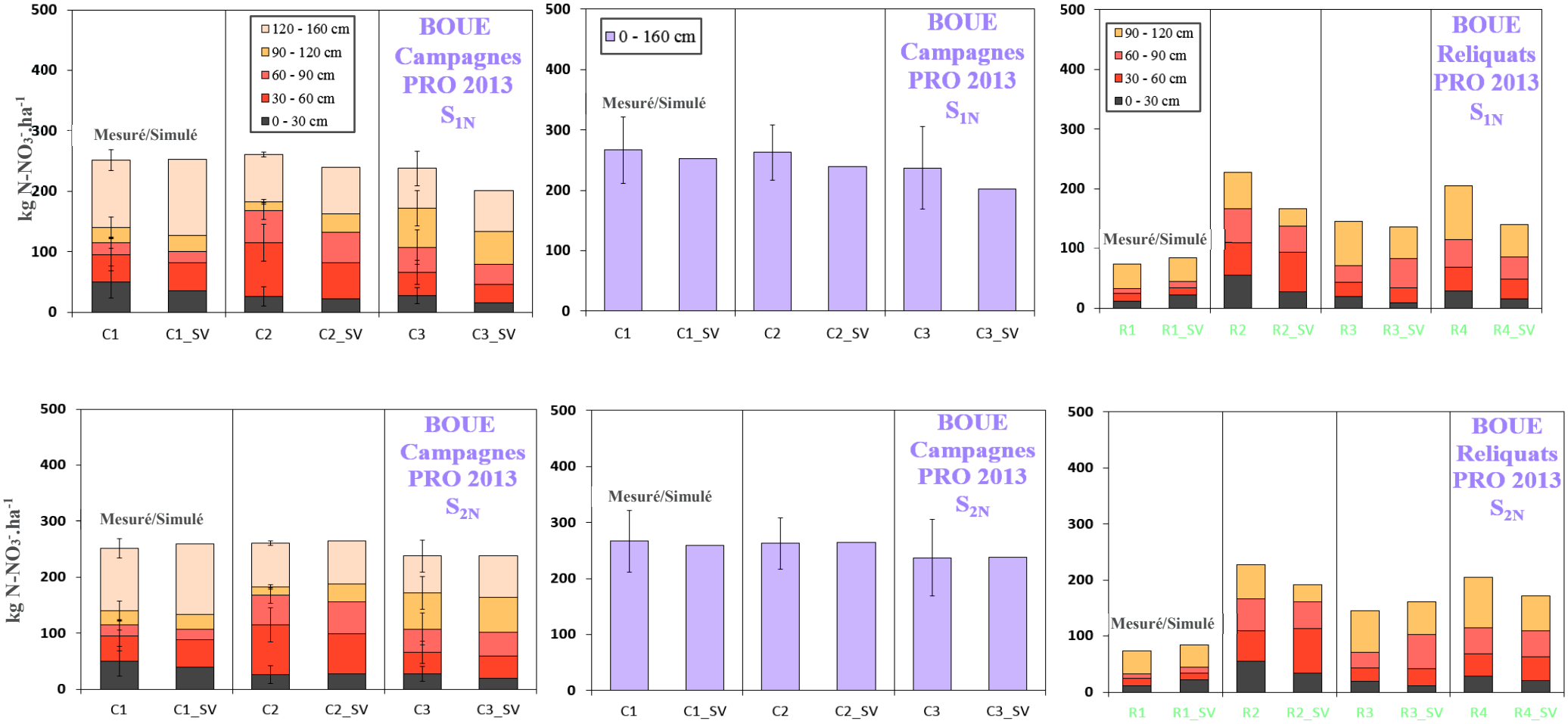
PRO 2013 0 - 10 cm	SOL_F	SOL_S	HEM+CEL	LIC
	[kg C.kg^{-1} sol]			
BOUE [149.4 kg N.ha^{-1}]	0.000227	0.000229	0.000138	0.000046
DVB [179.6 kg N.ha^{-1}]	0.000121	0.000614	0.000402	0.000375

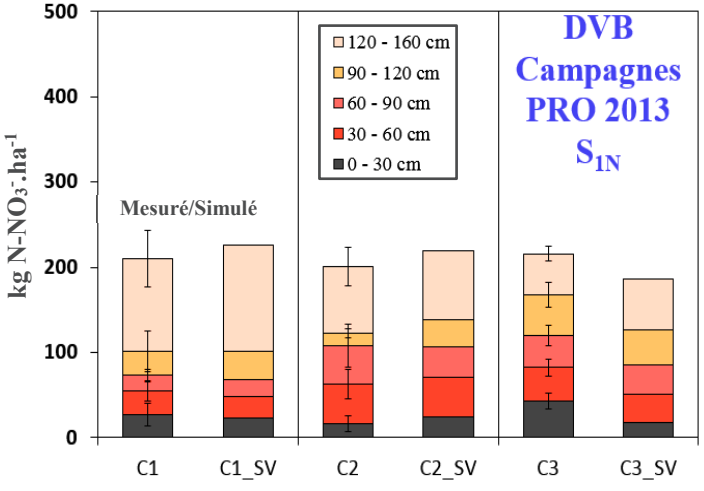
PRO 2013 0 - 28 cm	SOL_F	SOL_S	HEM+CEL	LIC
	[kg C.kg^{-1} sol]			
BOUE [149.4 kg N.ha^{-1}]	0.000079	0.000080	0.000048	0.000016
DVB [179.6 kg N.ha^{-1}]	0.000042	0.000214	0.000140	0.000131

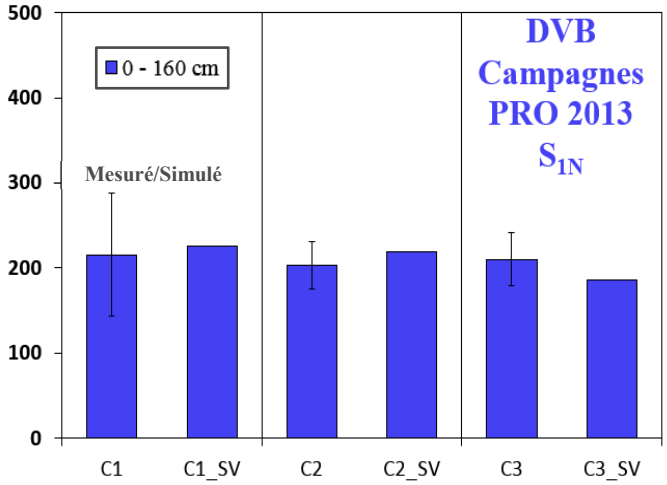
PRO 2014 0 - 10 cm	SOL_F	SOL_S	HEM+CEL	LIC
	[kg C.kg^{-1} sol]			
BOUE [130.8 kg N.ha^{-1}]	0.000182	0.000269	0.000151	0.000047
DVB [212.0 kg N.ha^{-1}]	0.000218	0.000434	0.000359	0.000272

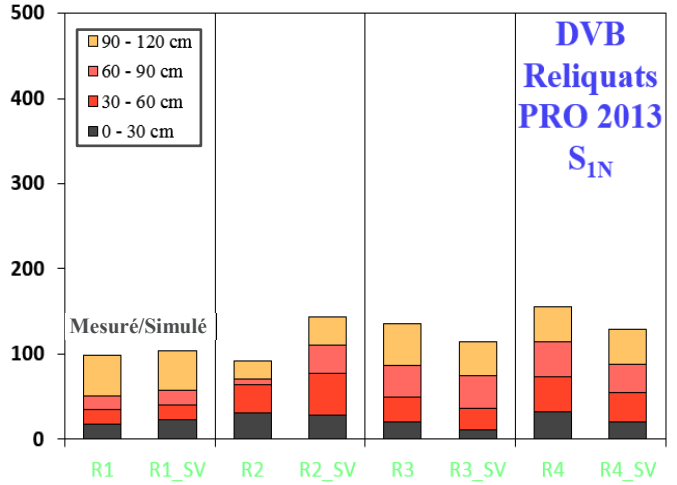
Annexe 5.L

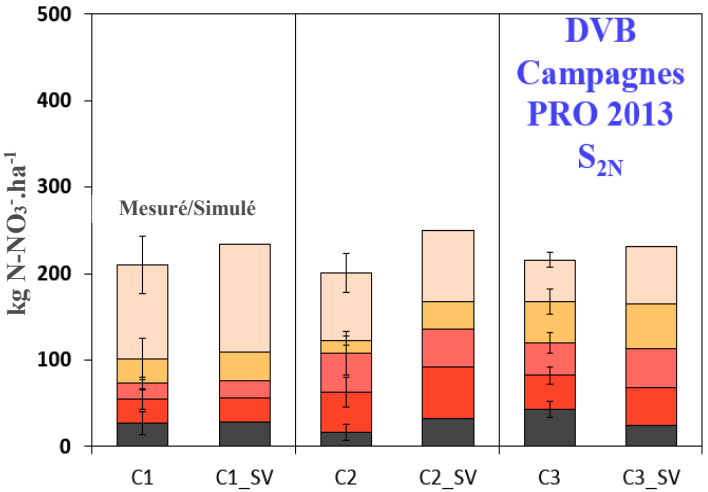
Comparaison des bilans de masse expérimentaux calculés sur les parcelles BOUE et DVB par tranche de 30 ou 40 cm ou sur l'ensemble du profil considéré avec ceux obtenus par modélisation sur Sol Virtuel selon S_{1N} et S_{2N}.

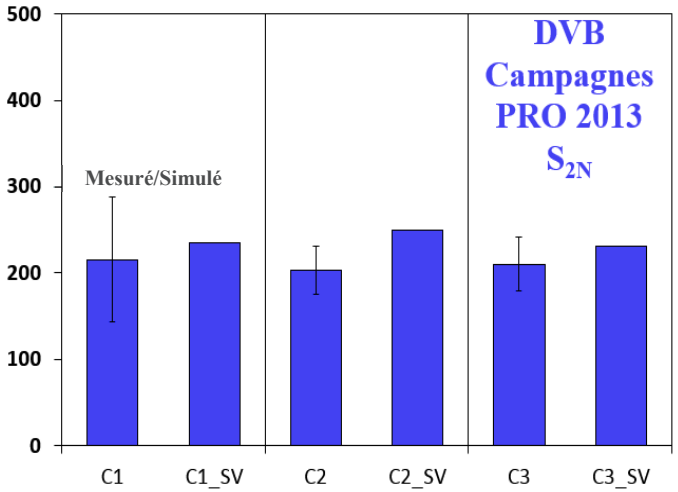


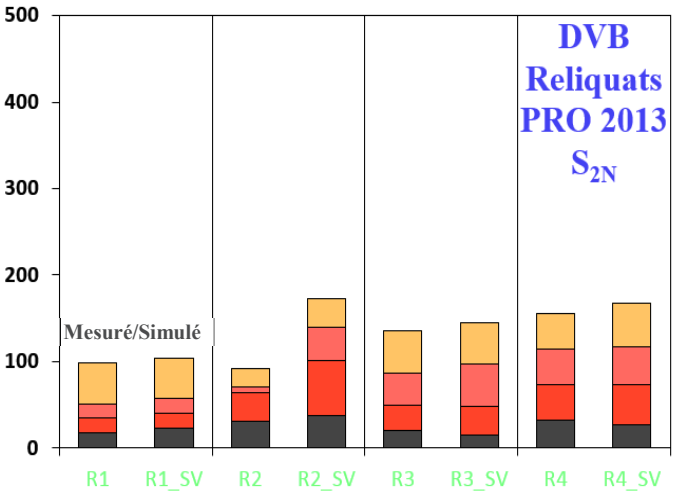

kg N-NO3-.ha-1
120 - 160 cm
90 - 120 cm
60 - 90 cm
30 - 60 cm
0 - 30 cm
Mesuré/Simulé
DVB Campagnes PRO 2013 S1N
C1
C1_SV
C2
C2_SV
C3
C3_SV


0 - 160 cm
Mesuré/Simulé
DVB Campagnes PRO 2013 S1N
C1
C1_SV
C2
C2_SV
C3
C3_SV


90 - 120 cm
60 - 90 cm
30 - 60 cm
0 - 30 cm
Mesuré/Simulé
DVB Reliquats PRO 2013 S1N
R1
R1_SV
R2
R2_SV
R3
R3_SV
R4
R4_SV

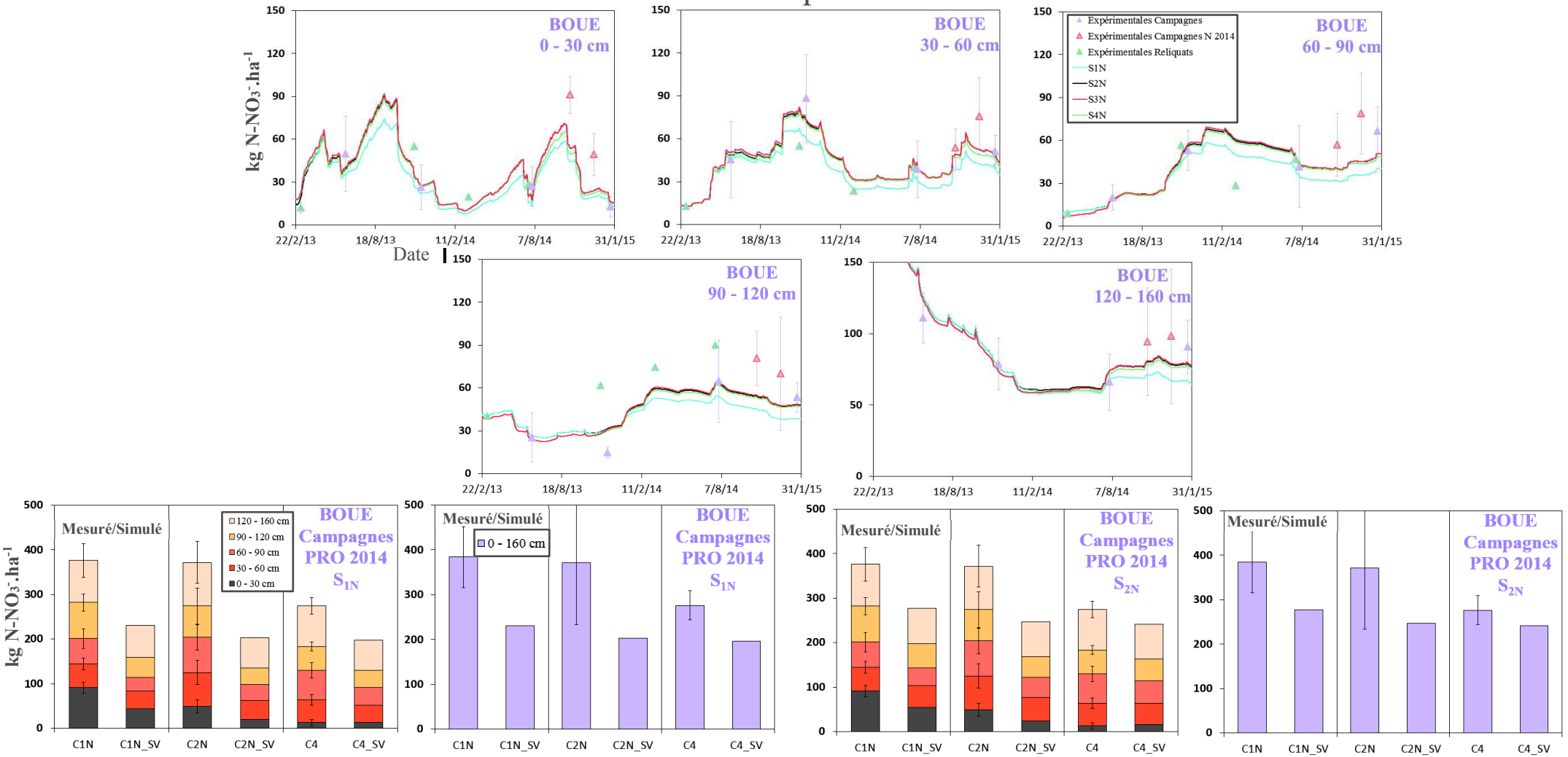

kg N-NO3-.ha-1
Mesuré/Simulé
DVB Campagnes PRO 2013 S2N
C1
C1_SV
C2
C2_SV
C3
C3_SV

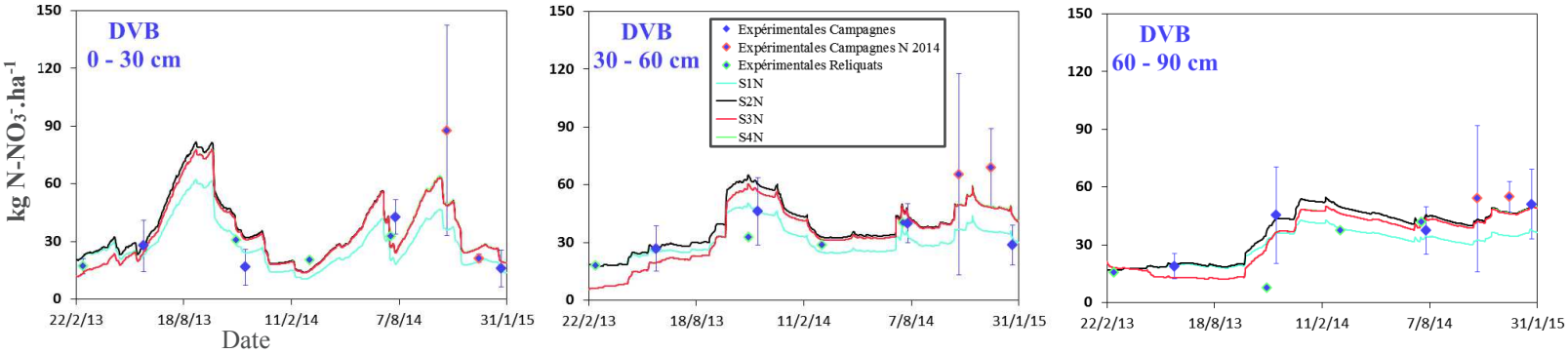

Mesuré/Simulé
DVB Campagnes PRO 2013 S2N
C1
C1_SV
C2
C2_SV
C3
C3_SV

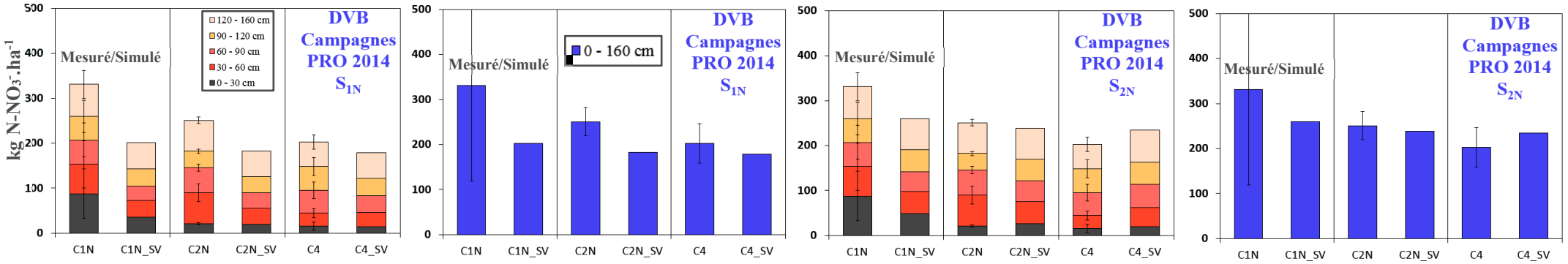

Mesuré/Simulé
DVB Reliquats PRO 2013 S2N
R1
R1_SV
R2
R2_SV
R3
R3_SV
R4
R4_SV

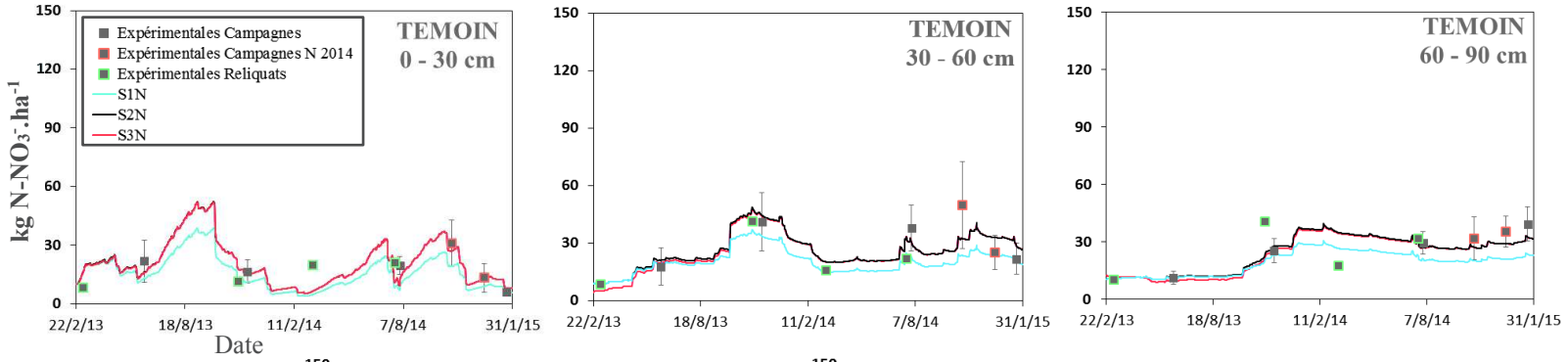
Annexe 5.M

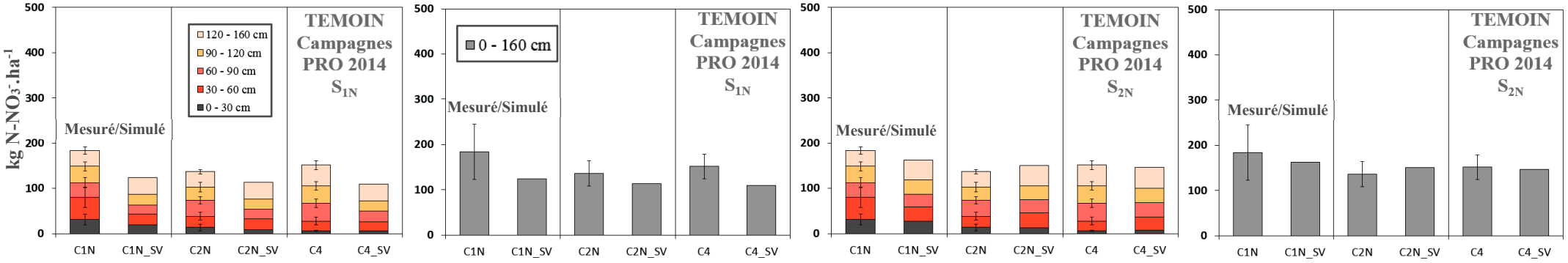
Comparaison des stocks expérimentaux de nitrates calculés sur les parcelles par tranche de 30 ou 40 cm, ou sur l'ensemble du profil considéré, avec ceux obtenus par modélisation sur Sol Virtuel selon le scénario d'optimisation.




DVB
0 - 30 cm
DVB
30 - 60 cm
DVB
60 - 90 cm
DVB
90 - 120 cm
DVB
120 - 160 cm
kg N-NO3-.ha-1
Date
22/2/13
18/8/13
11/2/14
7/8/14
31/1/15
Expérimentales Campagnes
Expérimentales Campagnes N 2014
Expérimentales Reliquats
S1N
S2N
S3N
S4N

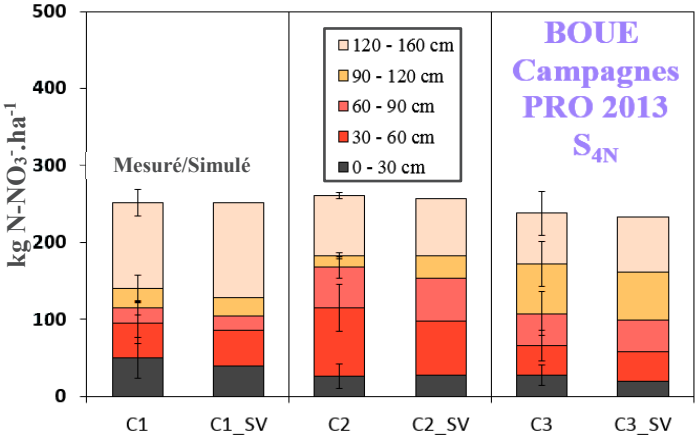

kg N-NO3-.ha-1
Mesuré/Simulé
120 - 160 cm
90 - 120 cm
60 - 90 cm
30 - 60 cm
0 - 30 cm
DVB
Campagnes
PRO 2014
S1N
0 - 160 cm
S2N
C1N
C1N_SV
C2N
C2N_SV
C4
C4_SV

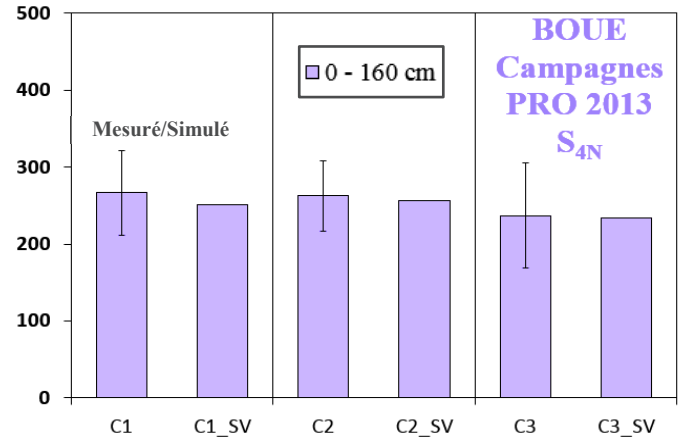

Expérimentales Campagnes
Expérimentales Campagnes N 2014
Expérimentales Reliquats
S1N
S2N
S3N
TEMOIN
0 - 30 cm
TEMOIN
30 - 60 cm
TEMOIN
60 - 90 cm
TEMOIN
90 - 120 cm
TEMOIN
120 - 160 cm
kg N-NO3-.ha-1
Date
22/2/13
18/8/13
11/2/14
7/8/14
31/1/15

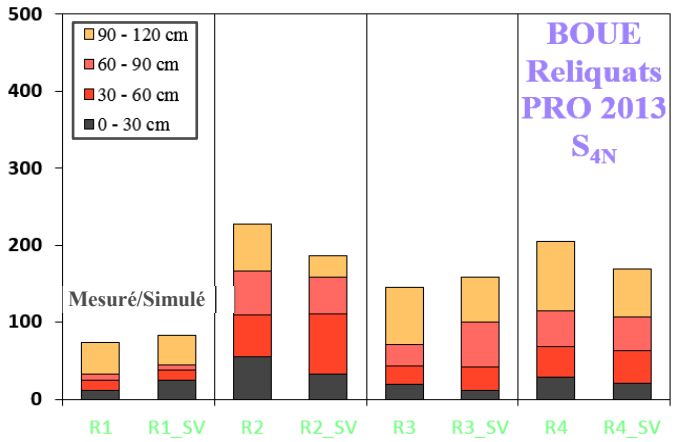

kg N-NO3-.ha-1
Mesuré/Simulé
120 - 160 cm
90 - 120 cm
60 - 90 cm
30 - 60 cm
0 - 30 cm
0 - 160 cm
TEMOIN
Campagnes
PRO 2014
S1N
S2N
C1N
C1N_SV
C2N
C2N_SV
C4
C4_SV

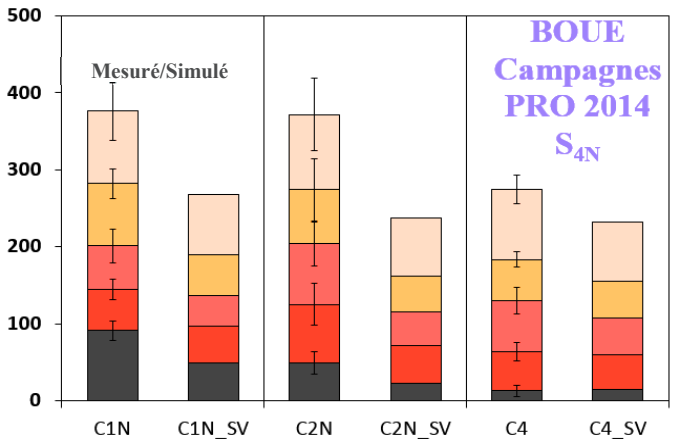
Annexe 5.N

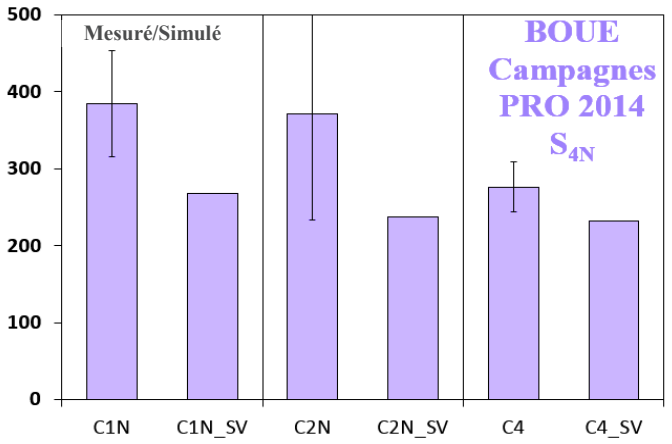
Comparaison des stocks de nitrates expérimentaux retrouvés par tranche de 30 ou 40 cm et sur les profils 0–120 et 0-160 cm avec ceux obtenus selon le quatrième scénario d'optimisation (S_{4N}) opéré pour l'étude de la dynamique des nitrates sur les parcelles amendées suite à deux apports de PRO.

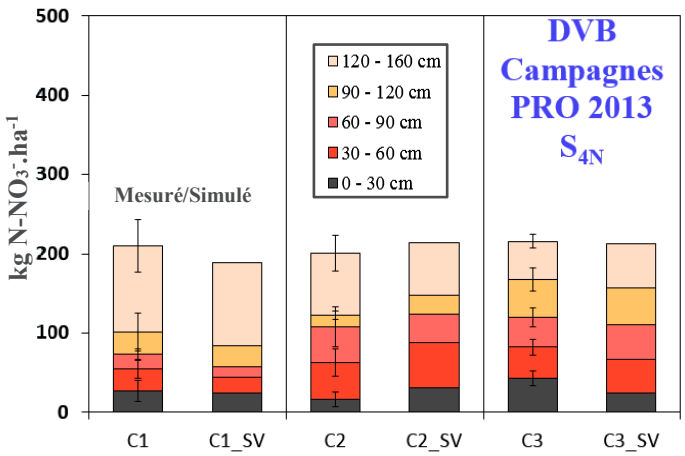


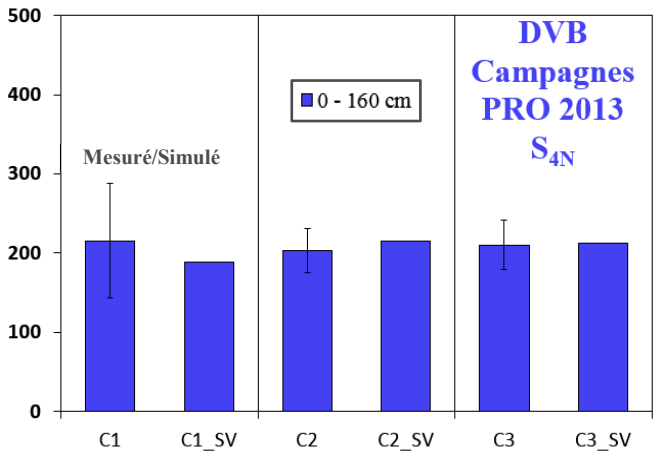


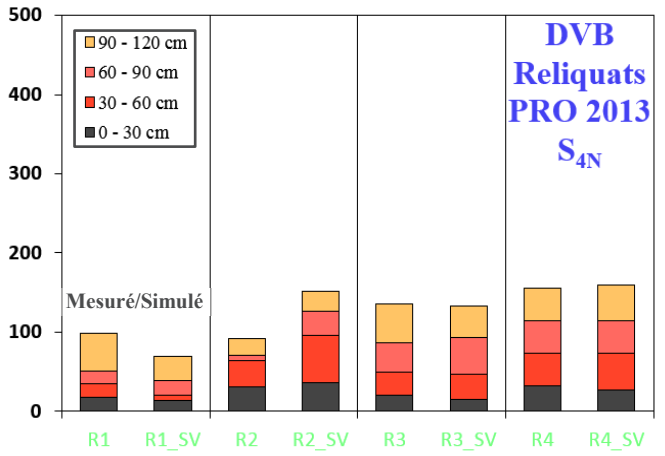


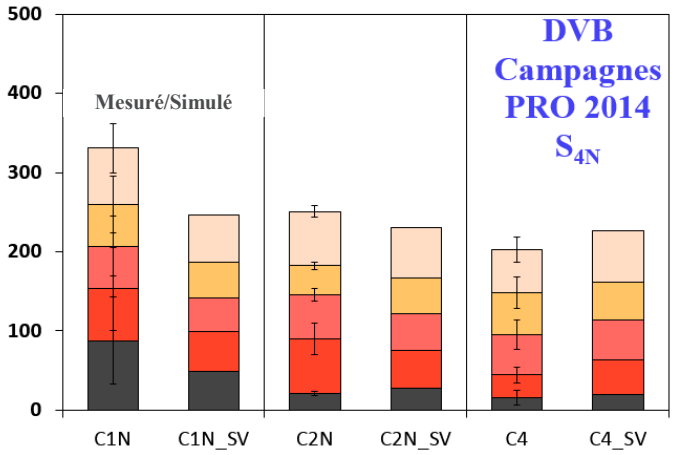


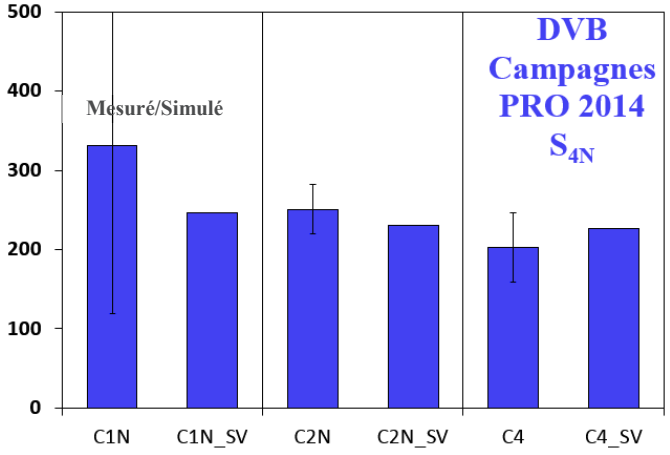












Abscisse histogrammes : « C » pour les campagnes de suivi, « R » pour les reliquats, « CXN » pour les celles mises en place spécifiquement pour le suivi de la dynamique azotée suite à l'épandage 2014 et « SV » pour les données simulées sur Sol Virtuel.

Annexe 5.O

Résultats complémentaires aux modélisations de la production cumulée des nitrates sur les parcelles en sol nu.

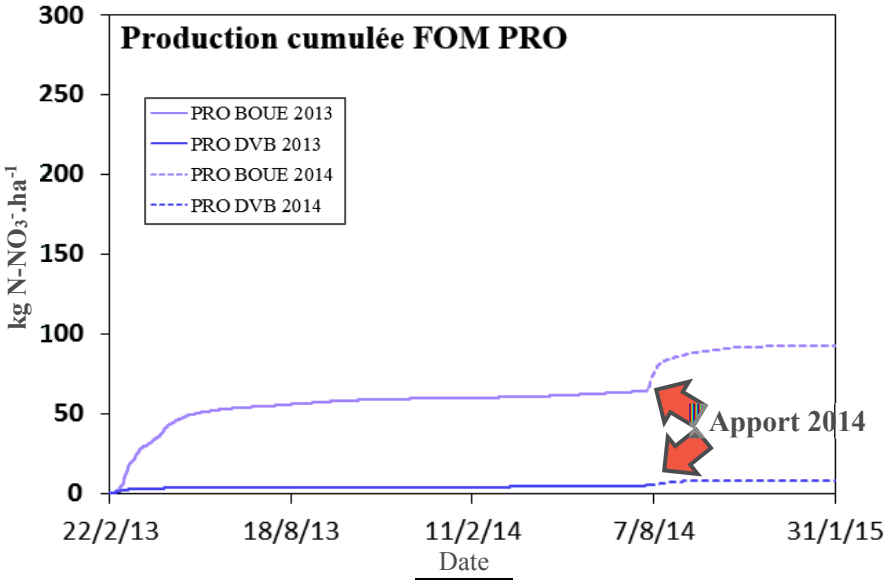


Figure I : Production de nitrates cumulée induite par la minéralisation de la matière organique fraîche sur les parcelles en sol nu.

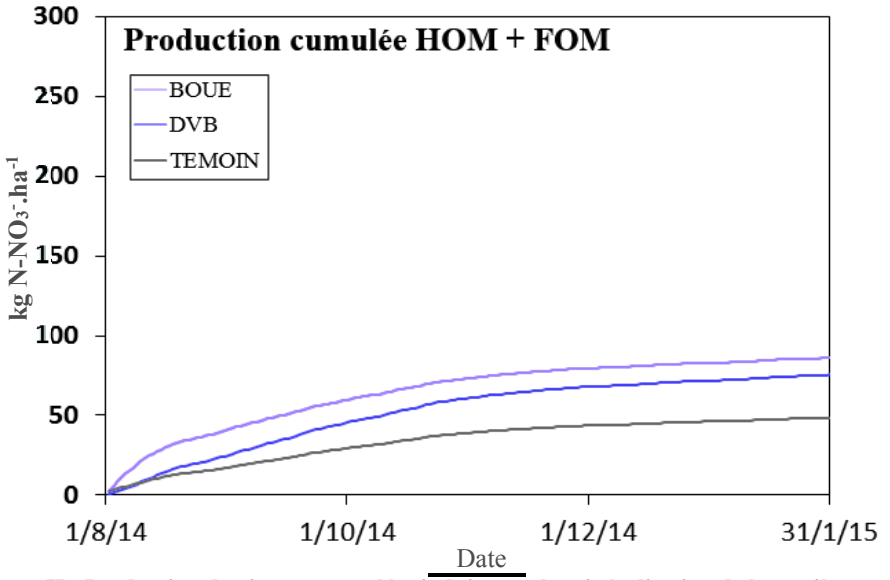


Figure II : Production de nitrates cumulées induite par la minéralisation de la matière organique (fraîche et humifiée) à partir du second apport effectué sur les parcelles en sol nu (01/08//2014).

Annexe 5.P

Résultats complémentaires aux études des concentrations et des flux d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage des cases en fonction de la date.

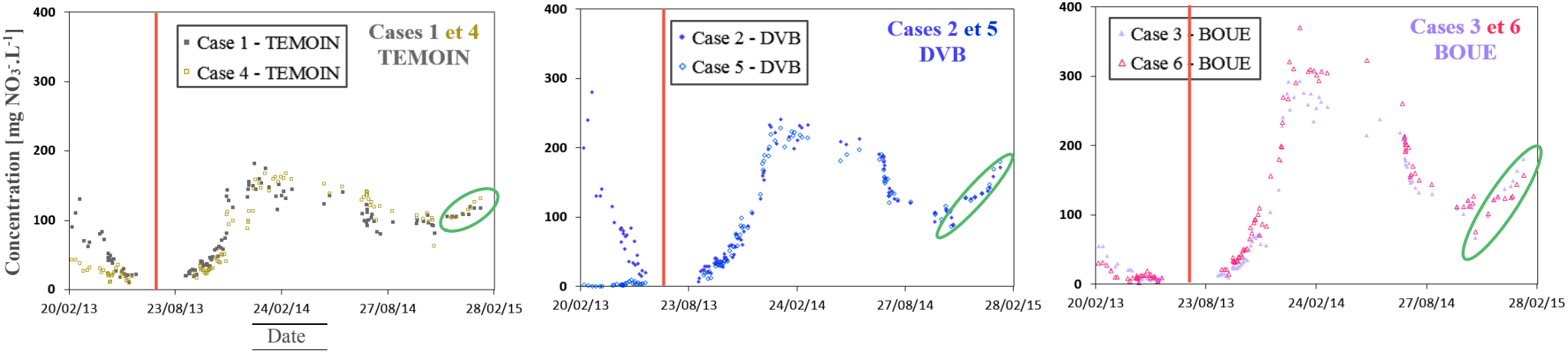


Figure I : Concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau de drainage des cases lysimétriques en fonction de la date.

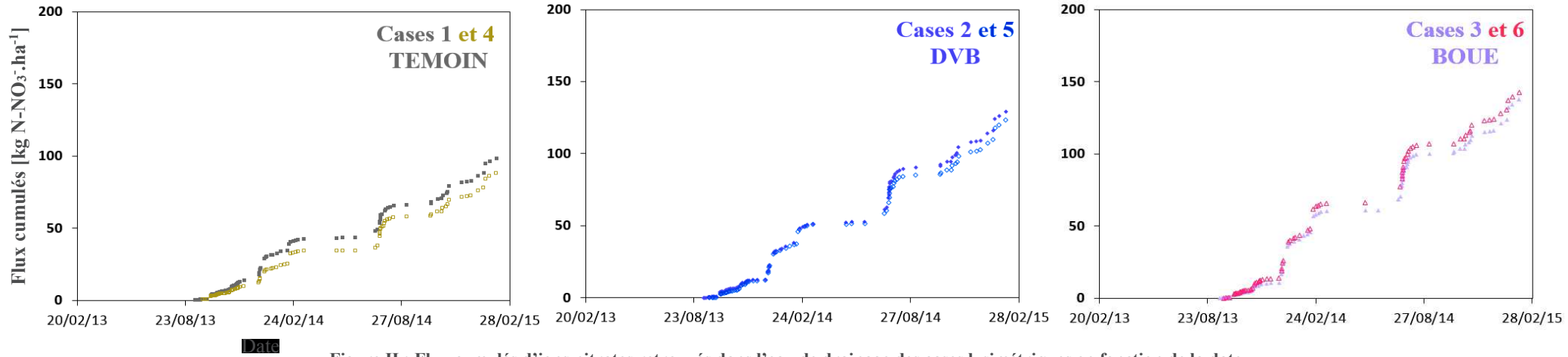
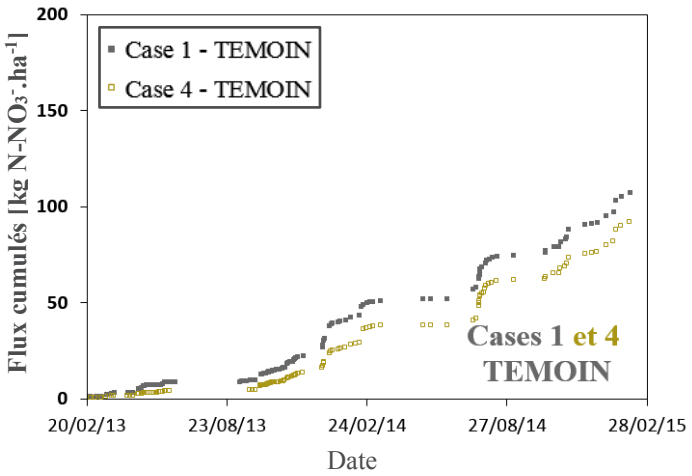
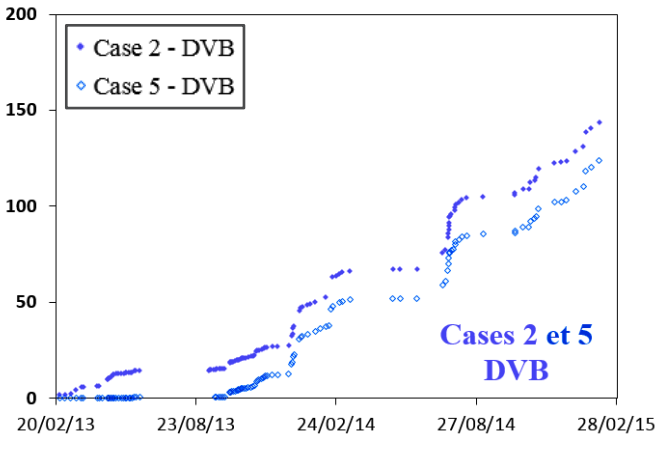


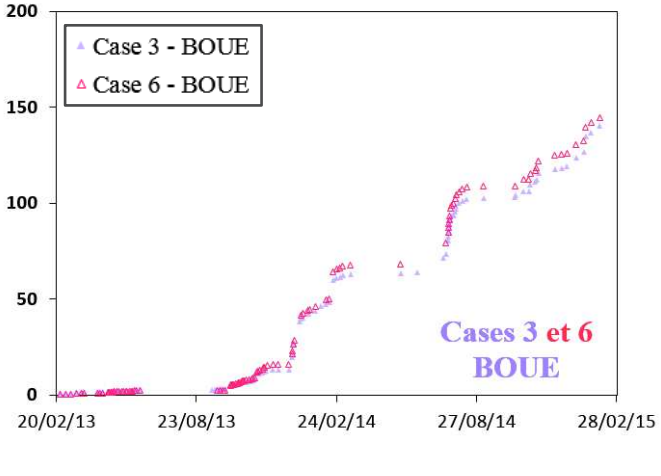
Figure II : Flux cumulés d'ions nitrates retrouvés dans l'eau de drainage des cases lysimétriques en fonction de la date.

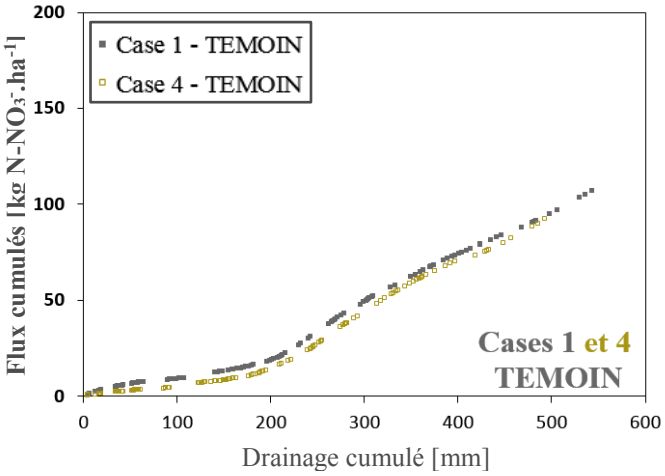
Annexe 5.Q

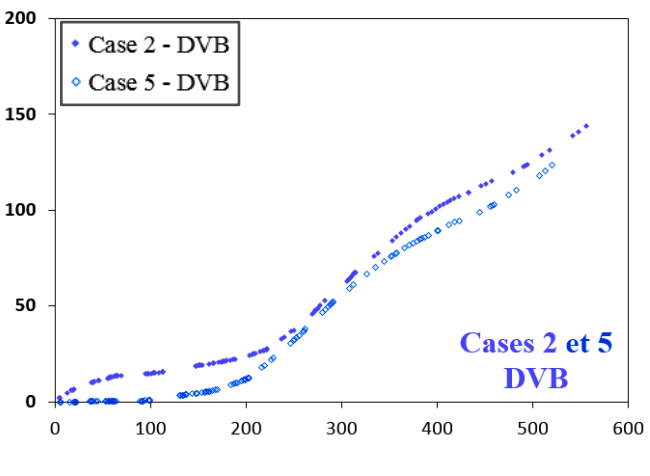
Flux cumulés d'ions nitrates calculés expérimentalement sur les cases du 20/02/2013 au 28/02/2015.

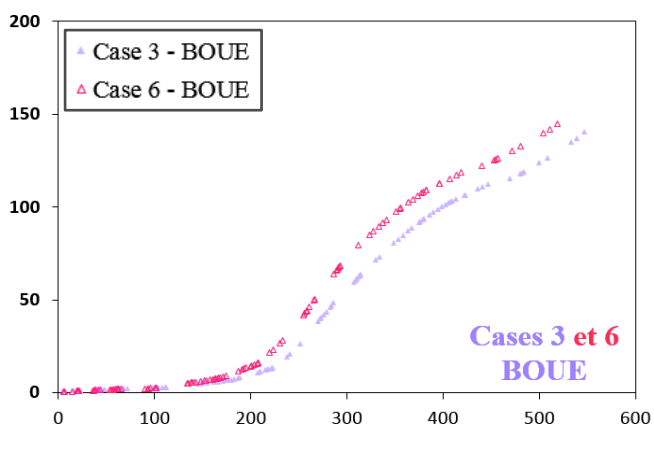












Arnaud ISCH

Caractérisation de la dynamique hydrique et du transport de solutés en sol nu soumis à des apports répétés de Produits Résiduaires Organiques. Application au risque de lixiviation des nitrates.

Résumé

Un dispositif en sol nu comprenant trois parcelles (90 m²) et six cases lysimétriques (4 m²) instrumentées a permis d'étudier l'influence d'apports répétés d'une boue de station d'épuration (BOUE) et de la même boue compostée avec des déchets verts (DVB) sur (*i*) les modifications des propriétés physico-chimiques et hydriques du sol ; (*ii*) le transport des ions bromures ; (*iii*) la dynamique de minéralisation du carbone et de l'azote organiques dans le sol. Finalement, le calage des paramètres hydrodynamiques et de décomposition de la matière organique dans le sol, propres à chaque horizon des profils de sols instrumentés, a permis une description satisfaisante de la dynamique hydrique et du transport des ions bromures et nitrates observés expérimentalement. Ces résultats aideront à l'adaptation de scénarios agronomiques sur le long terme pour répondre plus efficacement aux problématiques liées aux nouvelles exigences de recyclage des déchets et de protection de l'environnement.

Mots clés : boue de STEP, compost, lixiviation, matière organique, nitrates, produits résiduaires organiques, propriétés hydriques, transport de solutés.

Résumé en anglais

An instrumented experimental bare soil site including three plots (90 m²) and six lysimeters (4 m²) has enabled to study the influence of repeated sewage sludge (SS) applications, as well as the same sewage sludge composted with green waste (SGW), on (*i*) the soil physicochemical and hydric properties ; (*ii*) the transport of bromide ions ; (*iii*) the organic carbon and nitrogen mineralization dynamics in soil. Finally, fitting the governing hydraulic parameters and the organic matter decomposition parameters in each soil horizon allowed a satisfying description of the experimentally observed water and bromide and nitrate ions transport in soil. These results will help conceive long-term agronomical scenarios aimed at providing more efficient answers to the new requirements of environmental protection and waste recycling policies.

Keywords : compost, hydric properties, nitrate leaching, organic matter, organic amendments, sewage sludge, solute transport.