UCLouvain

AGRO LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Étude de l'impact environnemental d'une destruction de prairie selon différentes méthodes en vue d'implanter des cultures maraîchères

Auteur : Vincent Potvin

Promoteurs : Pr. Pierre Bertin, PhD. Adrien Dockx

Lecteurs : Mr. Marc De Toffoli, Mr. Richard Lambert

Bioingénieur : Sciences et technologies de l'environnement

Année académique 2019-2020

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier mon promoteur Pierre Bertin qui m'a offert, par ce mémoire, la possibilité d'allier différents horizons de travail. Que cela soit le travail de recherche, le travail manuel sur le terrain et les analyses en laboratoire. De plus, je le remercie pour son temps passé à corriger ce présent travail.

Ensuite, je souhaite remercier mon co-promoteur, Adrien Dockx, de m'avoir suivi, écouté, conseillé et encouragé tout au long de ce mémoire. Il m'a accordé du temps, précieux vu ses activités, sans lequel ce mémoire n'aurait pas vu le jour.

Je tiens également à remercier toutes les personnes ayant travaillé de près ou de loin sur ce mémoire, et particulièrement Thomas Dagbert, pour ses conseils de prélèvements et les analyses en laboratoire ECAV, Marc de Toffoli, pour son attention, Pierre Van Thorre, pour les relevés d'inventaire et comptage et Anne Iserentant, pour ses nombreux conseils en laboratoire SOLS et sa bienveillance. Je citerai également J. Braibant, T. Cugnon, X. Draye, O. Imbrecht, F. Muratori, les étudiants jobistes, la ville d'Ottignies Louvain-la-Neuve et la ville de Wavre. J'espère n'avoir oublié personne et m'excuse au préalable si tel est le cas.

Par après, mes remerciements s'adressent à mes amis, "la seconde sess" et "sa magie" avec lesquels j'ai passé d'excellents moments durant ces années. Un grand merci à Benoît, Maxime et Sébastien pour m'avoir accordé un peu de leur temps durant ce mémoire. Je remercie aussi le "VéloJardin" pour ces blocus fructueux passés ensemble.

Enfin, je tiens à remercier ma famille, qui m'a soutenu pendant ces années pas toujours évidentes mais qui m'a surtout permis de les réaliser. Un merci spécial à ma mère, toujours à l'écoute et qui a pourtant dû endurer des périodes de blocus peu réjouissantes. Un autre pour tous ces lecteurs de l'ombre qui ont apporté corrections, conseils et encouragements tout au long de ce travail.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION **1**

PARTIE I : ETAT DE L'ART **3**

1. DESTRUCTION DE PRAIRIES 3
   - *1.1 Objectif* *3*
   - *1.2 Aspect législatif* *5*
2. ASPECT PHYSIQUE DU SOL 7
   - *2.1 Texture* *7*
   - *2.2 Structure* *8*
   - *2.3 Matière organique* *10*
   - *2.4 Densité apparente* *11*
3. ASPECT CHIMIQUE DU SOL 12
   - *3.1 Dynamique de l'azote* *12*
   - *3.2 Capacité d'échange cationique* *15*
4. CONSÉQUENCES D'UNE DESTRUCTION DE PRAIRIE 16

OBJECTIFS **17**

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES **19**

1. CONTEXTE 19
2. PLAN ET CARACTÉRISTIQUES DU SITE 20
3. DISPOSITION DE L'ESSAI 21
4. PLAN ET MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE 23
   - *4.1 Zone d'échantillonnage* *23*
   - *4.2 Méthode d'échantillonnage* *24*
   - *4.3 Prétraitement des échantillons* *25*
5. ANALYSES 26
   - *5.1 Partie aérienne* *26*
     - 5.1.1 Inventaire et comptage 26
     - 5.1.2 Taux de couverture 26
   - *5.2 Aspect chimique du sol* *27*
     - 5.2.1 pH et conductimétrie 27
     - 5.2.2 Capacité d'échange cationique et bases échangeables 28
     - 5.2.3 Azote potentiellement lessivable 30
     - 5.2.4 Carbonates 31
     - 5.2.5 Carbone et azote total 31
   - *5.3 Aspect physique du sol* *32*
     - 5.3.1 Granulométrie 32
     - 5.3.2 Densité apparente 33
     - 5.3.3 Stabilité structurale 35
     - 5.3.4 Pénétrométrie 36
   - *5.4 Résumé des analyses* *37*
   - *5.5 Analyse statistique* *39*

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION **41**

1. ANALYSES 41
   - *1.1 Partie aérienne* *41*
     - 1.1.1 Inventaire et comptage 41
     - 1.1.2 Taux de couverture 43
     - 1.1.3 Discussion globale 44
   - *1.2 Aspect chimique du sol* *45*
     - 1.2.1 $pH_{(H2O)}$, $pH_{(KCl)}$ et conductivité électrique 45
     - 1.2.2 Capacité d'échange cationique et bases échangeables 50
     - 1.2.3 Carbonates 57

1.2.4 Carbone et azote total 57
1.2.5 Azote potentiellement lessivable 61
1.3 Aspect physique du sol 66
1.3.1 Granulométrie 66
1.3.2 Densité apparente 67
1.3.3 Stabilité structurale 69
1.3.4 Pénétrométrie 71
2. DISCUSSION GÉNÉRALE 75
2.1 Bilan de l'essai 75
2.2 Prise de recul et commentaires 76

PARTIE IV : CONCLUSION 79

BIBLIOGRAPHIE 83

ANNEXES 89

Annexe 1 : Situation des 41 fermes participant à l'élaboration du programme « Survey surfaces agricoles ». 89
Annexe 2 : Photographie de l'essai, le 29 février 2019, au niveau du bloc de répétition n°2 avec la bande de labour R1 de date 2 sur la gauche et la bande de labour R2 de date 1 sur la droite. 90
Annexe 3 : Arrêté ministériel concernant le programme « Survey surface agricoles » en application du Code de l'Eau. 91
Annexe 4 : Plan des prélèvements effectués par Protect'eau pour les analyses APL, carbone total et azote total. 96
Annexe 5 : Graphes APL complémentaires 97
Annexe 6 : Données météorologiques de Louvain-la-Neuve (Source : CRA-W/Réseau Pameseb 2019). 99
Annexe 7 : Tableaux des résultats des analyses statistiques ANOVA I / II et des tests de Tukey associés. 100

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Carte des zones vulnérables aux nitrates, en vert (Protect'eau 2019) 6
Figure 2 : Échelle de classification granulométrique (Capinov 2018) 8
Figure 3: Relation entre la concentration en carbone organique du sol (SOC) [g/kg]et le diamètre moyen des particules (MWD) [mm] (Bronick et Lal 2005) 9
Figure 4: Carte de la situation de la zone d'essai 19
Figure 5: Carte indiquant la position des sept soles de cultures maraîchères, dont les soles F et G forment la parcelle d'étude, ainsi que les variations de topographie et de conductivité électrique de la solution du sol sur l'ensemble de la prairie. 20
Figure 6: Plan organisationnel de l'essai dont les dimensions sont 30 m x 42 m. Les abréviations bd. se réfèrent aux dix bandes délimitées sur cette parcelle. Les abréviations T1 à T5 se réfèrent aux traitements mis en place sur les petites parcelles de l'essai avec, T1 : bâche silo, T2 : foin, T3 : bâche tressée, T4 : feuilles et T5 : bâche silo (Sol Nu). Les appellations date 1 et date 2 se réfèrent aux périodes de destruction différentes, respectivement hiver et printemps. Les appellations R1 et R2 se réfèrent aux répétitions du traitement par labour. 21
Figure 7: Zone de prélèvement sur une petite parcelle 24
Figure 8: Cadre utilisé pour la mesure de couverture du sol, de 50 par 50 cm de côté, divisé en 100 carrés de 5 cm de côté. 27
Figure 9: Préparation d'une colonne de sol pour les mesures des bases échangeables et de la CEC 29
Figure 10: Appareillage pour la mesure de densité apparente 34
Figure 11: Appareil de Féodoroff nécessaire au test d'instabilité structurale 35
Figure 12: Cadran de lecture de pression du pénétromètre ArgaTronix et échelle associée. Les unités de pression utilisées sont les livres par pouce carré [lb/po^2]. La conversion en bar est possible par le facteur 0,0689476. (ARGATRONIX - Manuel d'utilisation 2015) 37
Figure 13: Chronologie des réalisations in-situ 37
Figure 14: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 1 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 46
Figure 15: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 1 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 46
Figure 16 : pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 1 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 47
Figure 17: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 2 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 48
Figure 18: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 2 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 48
Figure 19: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 2 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur. 49

Figure 20: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 1 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 51
Figure 21: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 1 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 52
Figure 22: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 1 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 53
Figure 23: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 2 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes. 54
Figure 24: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 2 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. 55
Figure 25: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 2 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur. 56
Figure 26: Évolution des stocks de carbone total (C) et d'azote total (N) dans l'horizon 0-30 cm selon les dates de prélèvements et les traitements de date 1. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. 58
Figure 27: Évolution des stocks de carbone total (C) et d'azote total (N) dans l'horizon 0-30 cm selon les dates de prélèvements et les traitements de date 2. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. 58
Figure 28: Teneur en carbone organique total (COT), déterminée par perte au feu, dans l'horizon 0-15 cm selon les différents traitements en fin de destruction de date 1. Les étiquettes se réfèrent aux groupes formés par le test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I. 59
Figure 29: Teneur en carbone organique total (COT), déterminée par perte au feu, dans l'horizon 0-15 cm selon les différents traitements en fin de destruction de date 2. Les étiquettes se réfèrent aux groupes formés par le test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I. 60
Figure 30: Évolution du contenu en nitrates (moyenne et écart-type) cumulé sur deux horizons (0-30cm et 30-90cm) selon les traitements de destruction de date 1. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. "Hors-essai" se rapporte aux prélèvements effectués en bordure de la parcelle d'essai où la prairie est encore installée. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I et les lettres majuscules (A, AB, B) se distinguent des lettres minuscules (a, ab, b) selon la date de prélèvement. 62
Figure 31: Évolution du contenu en nitrates (moyenne et écart-type) cumulé sur deux horizons (0-30cm et 30-90cm) selon les traitements de destruction de date 2. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. "Hors-essai" se rapporte aux prélèvements effectués en bordure de la parcelle d'essai où la prairie est encore installée. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I. 64
Figure 32: Densité apparente de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 1. 67
Figure 33: Densité apparente de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 2. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'analyse ANOVA I. 68
Figure 34: Indice d'instabilité structurale de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 1. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'analyse ANOVA I. 70
Figure 35: Indice d'instabilité structurale de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 2. 71

Figure 36: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T1: bâche silo en date 1 73
Figure 37: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T2 : foin en date 1 73
Figure 38: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T3: bâche tressée en date 1 73
Figure 39: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T4 : feuilles en date 1 73
Figure 40: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T5: bâche silo (Sol Nu) en date 1 73
Figure 41: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement labour en date 1 73

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Résumé des analyses effectuées 38
Tableau 2: Inventaire et comptage par traitement en date 1. Les chiffres représentent le nombre moyen d'adventice retrouvées dans une surface de 1,5 m^2 41
Tableau 3: Inventaire et comptage par traitement en date 2. Les chiffres représentent le nombre moyen d'adventice retrouvées dans une surface de 1,5 m2. 42
Tableau 4: Somme des carrés à minimum 50% recouverts et taux de couverture par traitement en date 1. Les observations effectuées pour les traitements T1 à T5 et pour le traitement par labour sont respectivement de 36 et 30. 43
Tableau 5: Somme des carrés à minimum 50% recouverts et taux de couverture par traitement en date 2. Les observations effectuées pour les traitements T1 à T5 et pour le traitement par labour sont respectivement de 36 et 60. 44
Tableau 6: Mise en relation des mesures moyennes de CEC selon les trois horizons sondés avec la teneur en argile mesurée par B. Delvaux (1978). 57
Tableau 7: Comparaison des niveaux d'azote potentiellement lessivable (APL) cumulés sur les deux horizons pour deux traitements après ± 85 jours de destruction pour les deux dates de destruction. 65
Tableau 8: Profil granulométrique de la prairie (Delvaux 1978). 66
Tableau 9: Profondeur pour les traitements de date 1 à laquelle les conditions de culture deviennent insuffisantes selon la valeur guide fournie par ArgaTronix. Les groupes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I. 74

LISTE DES ABREVIATIONS

ANOVA	Analysis of Variance
APL	Azote Potentiellement Lessivable
C	Carbone
CEC	Capacité d'Echange Cationique
COT	Carbone Organique Total
EFSA	European Food Safety Authority
FAO	Food and Agriculture Organization
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry
I_S	Indice d'Instabilité Structurale
MWD	Mean Weight Diameter
N	Azote
NIR	Near Infra-Red
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
pH	potentiel Hydrogène
SN	Sol Nu
SOC	Soil Organic Carbon
SPW	Service Public de Wallonie
TSB	Taux de Saturation en Bases échangeables

INTRODUCTION

Le monde actuel vit une grande période de transition. Celle-ci se base sur la prise de conscience que les ressources sont finies et qu'il est donc primordial de les utiliser consciencieusement afin d'en garantir l'accès aux générations futures. Cela passe également par l'exploration et le développement de nouveaux modes de consommation. En effet, une prise d'indépendance face au mode actuel de consommation est nécessaire pour être en phase avec cette transition. Concrètement, des magasins d'alimentation en vrac et favorisant le circuit court éclosent et la tendance se porte plus à la réparation qu'au remplacement.

C'est donc dans cette situation de changement que le projet de la ferme de Lauzelle a vu le jour. L'exploitation endosse, depuis 2017, un rôle éducationnel et l'Université catholique de Louvain, propriétaire des 115 hectares liés à la ferme, a pour objectif de convertir le domaine en un pôle de recherche, d'enseignement et de service à la société (Barras 2018). Plus particulièrement, le projet tient également à entrer dans la démarche de changement des habitudes de consommation en offrant un accès aux circuits courts par le biais de la ferme. Une activité de maraichage fut lancée en mars 2018 sur une superficie de 300 m^2 mais le projet prend maintenant une ampleur bien plus grande car il vise une exploitation maraichère de 6000 m^2. En 2019, 4200 m^2 de prairies ont été convertis afin d'y cultiver légumes, fruits, condiments, baies, … De cette manière, la ferme pourra donc proposer des aliments de qualité à une clientèle de proximité.

Les techniques mises en place à la ferme de Lauzelle se veulent axées sur ce qui est pratiqué par les agriculteurs et maraîchers. Cela permet de coordonner l'activité de recherche et celle de service à la société du projet. La démarche est effectivement différente de ce que la science classique offre, c'est-à-dire une approche « top-down ». Ici, la ferme veut développer une science « bottom-up » qui tente d'apporter une expertise scientifique aux réalités de terrain. De cette manière, elle compte aborder directement les questions, les contraintes et les besoins des agriculteurs afin que les recherches et projets associés leur soient bénéfiques rapidement. De plus, cela favorise l'interaction entre les différents acteurs et permet d'échanger autour de ces nouveaux modes de consommation qui doivent encore grandir et évoluer afin de prendre plus d'ampleur à travers notre société. En effet, l'évolution de ces systèmes doit se faire à l'échelle locale afin d'être adaptée au mieux au contexte dans lequel ils se développent. C'est ainsi que l'innovation en agriculture doit se produire : à petite échelle et en tenant compte du contexte (MacMillan et Benton, 2014).

Ce mémoire, établi en quatre parties, se penche sur la conversion, également appelée destruction de prairie, nécessaire avant l'implantation de la culture maraichère. Différentes techniques de destruction et leur efficacité sont analysées. De plus, cette analyse est couplée à une analyse temporelle en comparant deux périodes de destruction entre elles. Après expérimentations sur le terrain, des analyses en laboratoire ont été effectuées afin de révéler comment ont évolué les caractéristiques physico-chimiques du sol lors de ces différentes phases de destruction en fonction du traitement subi.

La première partie se nomme l'état de l'art et recense l'état des connaissances dans le domaine auquel se réfère cette expérience. Elle comprendra une explication de l'étape de destruction de prairie avant culture, en stipulant son objectif ainsi que le cadre législatif associé. Elle mettra également en lumière les caractéristiques d'abord physiques et ensuite chimiques du sol qui pourraient être impactées lors de cette étape de destruction. Les conséquences déjà recensées sont évoquées avant d'aborder l'objectif de ce travail.

La seconde, intitulée matériel et méthode, présente l'expérimentation en tant que telle, en y décrivant le contexte ainsi que le plan de l'expérience établi. Les protocoles de prélèvement des échantillons de sol sont développés ainsi que ceux des analyses effectuées en laboratoire. Enfin, les différentes méthodes d'analyses statistiques utilisées pour traiter les résultats sont décrites.

La troisième partie porte sur la présentation des résultats des analyses effectuées. Elle comporte également une discussion associée à chaque résultat ainsi qu'une comparaison avec ce qu'en dit la littérature. Par ailleurs, une discussion générale de ces résultats ainsi qu'une critique de ceux-ci sont proposées.

La quatrième et dernière partie établit les conclusions de ce travail assorties de propositions d'améliorations concrètes.

PARTIE I : ETAT DE L'ART

1. Destruction de prairies

1.1 Objectif

La destruction de prairie est une étape importante de la mise en culture d'un terrain. Il faut en effet détruire la végétation en présence afin de préparer le terrain pour les cultures à implanter. Cependant, la destruction d'une prairie a des effets significatifs sur les différentes propriétés du sol et donc intrinsèquement sur la fertilité de ce sol. En effet, cette dernière est considérablement liée aux propriétés physico-chimiques et un retournement de prairie, de quel type qu'il soit, engendre nécessairement une modification de ces propriétés. Celles-ci étant hautement dépendantes l'une de l'autre, il s'agit là d'un effet potentiellement important sur l'ensemble des caractéristiques du sol. Avec l'objectif d'entreprendre des cultures maraichères, il est primordial de s'attarder sur les effets d'un tel chamboulement du système afin de garantir les meilleures conditions préservant cette fertilité.

De plus, la conversion d'une prairie en terre de culture comporte également des risques environnementaux. D'une part, le type de destruction peut avoir une influence sur l'environnement. Il existe différents types de destruction tels que le labour, la destruction chimique (souvent par glyphosate) ou encore des traitements de couverture. La première méthode citée consiste à retourner la terre et enfouir la végétation sous une couche plus ou moins importante de sol (en fonction de la profondeur de labour) de manière à ce que la prairie meurt et se dégrade. La seconde se base sur l'application d'un agent chimique qui détruit la végétation alors que la troisième, également appelée l'occultation, se base sur le principe de destruction de la végétation en limitant son accès à la lumière. La photosynthèse est ainsi paralysée, la végétation meurt et se décompose. Cependant, ce sont les deux premiers types de destruction qui sont appliqués dans la plupart des cas et qui font donc l'objet de plus de recherches. Le labour présente bien des avantages mais également des inconvénients. Au-delà de son action destructrice sur la prairie, il permet d'aérer et d'ameublir les couches inférieures ainsi que d'y apporter de la matière organique de la couche superficielle du sol (McLenaghen et al. 1996). Il aide également à contrôler les adventices et contribue à la restructuration du sol en favorisant le nombre de vers de terre endogés. Néanmoins, cette technique comporte divers défauts, à commencer par la création lente d'une semelle dite « de labour », qui n'est autre qu'une couche de sol très dense empêchant, au fur et à mesure, le bon enracinement des cultures (Burgos Hernández et al. 2019). Cela entraine également une altération de la biodiversité des sols en diminuant le nombre de micro-organismes et autres animaux bénéfiques au sol (Mbuthia et al. 2015). L'humidité du sol est également impactée et fortement diminuée par l'exposition de sol nu à l'air libre et

donc favorise l'évaporation de l'eau du sol. Pour cette même raison, l'érosion est également favorisée et cela engendre une fragilisation du sol (Bielders 2018). La conversion au glyphosate (pouvant être suivie d'un labour ou non), bien que très efficace, est également controversée au vu des effets potentiellement négatifs sur la santé humaine ainsi que sur l'environnement. L'utilisation du glyphosate dans l'agriculture actuelle fait l'objet d'un très grand nombre d'études dont les conclusions sont parfois sensiblement contradictoires. Classé en 2015 comme cancérigène probable par l'OMS, de grands organismes tels que cette même OMS ou la FAO mais également l'EFSA s'accordent aujourd'hui à dire qu'« il est peu probable que le glyphosate pose un risque cancérigène pour les humains via l'alimentation » (Fournier 2017) mais une telle prise de position ne fait pas l'unanimité. L'Autriche est devenue récemment le premier pays d'Europe à voter pour un amendement visant à bannir l'utilisation de l'herbicide au nom « du principe de précaution ». Les discussions à ce sujet sont donc très controversées, de même que celles autour de la question environnementale. De tels produits s'accumulent dans l'eau et les sols et peuvent persister pour, à la longue, présenter de fortes concentrations. De plus, il semblerait que le glyphosate, à forte concentration, ait des effets potentiellement néfastes sur les organismes du sol tels que les insectes, bactéries, … (Mottier et al. 2013). Le troisième type de destruction ne fait que rarement l'objet de recherche approfondie et c'est pourquoi il est intéressant de comparer les effets de différents types ainsi que différentes techniques au sein de ce dernier type de destruction. Cela permet de mettre en exergue les éventuels avantages et inconvénients de l'une ou l'autre méthode afin de proposer à l'agriculteur un panel plus large de solutions lors de l'étape de destruction de prairie.

D'autre part, quel que soit le type de destruction de prairie, une telle étape provoque inévitablement une augmentation drastique de la matière organique décomposable dans le sol. Cette matière organique va être décomposée par les micro-organismes du sol et libérer de grandes quantités de molécules minérales dans les sols. Cette augmentation est parfois appelée « fertilisation naturelle » tant les rendements des cultures suivant un retournement de prairie sont importants (McLenaghen et al. 1996). Néanmoins, au-delà de l'effet hautement bénéfique sur le plan agronomique à court terme, il existe un risque non négligeable pour l'environnement. En effet, à la suite d'une destruction de prairie, il s'opère une minéralisation importante de cette matière organique, ce qui engendre, entre autres, une libération potentielle de quantités d'azote considérable, jusqu'à 400 kg/ha l'année suivant la destruction (Decoster et al. 2015, Cugnon et al. 2017). Afin de gérer au mieux tout cet azote libéré par minéralisation et de réduire au maximum les impacts négatifs (expliqués par après) de l'abondance de cet élément, une réglementation stricte a été mise en place.

1.2 Aspect législatif

En Wallonie, les dates officielles de destruction de prairies permanentes, quel que soit le type de destruction, sont du 1er février au 31 mai (Le Moniteur belge 2014). En effet, c'est durant ce créneau temporel que les conditions sont favorables à la minéralisation. L'humidité relativement élevée de l'hiver et la température en augmentation de cette époque de l'année intensifient la minéralisation et donc la libération d'éléments nutritifs. De plus, les précipitations hivernales favorisent le lixiviation des nitrates dans les eaux des nappes et augmentent ainsi la concentration en NO_3^- de ces eaux souterraines et mènent donc à l'eutrophisation (McLenaghen et al. 1996). La législation actuelle permet donc de minimiser les risques de lixiviation accrus en hiver en imposant ces dates officielles afin de protéger l'environnement (De Toffoli et al. 2013).

De plus, suite à la destruction, trois interdictions sont en vigueur :

- *Épandre de l'azote organique pendant les deux années suivant la destruction ;*
- *Épandre de l'azote minéral pendant la première année ;*
- *Implanter des légumes ou des légumineuses (sauf en cas de couvert prairial) durant les deux années qui suivent la destruction.*
  (Le Moniteur belge 2014)

En outre, dès lors que la fertilisation minérale est autorisée une année après la destruction, la prudence reste de mise et l'éventuel apport d'azote minéral doit être en adéquation avec les résultats des analyses des reliquats Azotés Potentiellement Lessivable (APL). En effet, il sera conseillé à chaque agriculteur de s'adapter selon ces analyses afin de ne pas enrichir le sol sachant qu'il est prouvé que la destruction de prairie peut entrainer des résultats APL au-delà du seuil toléré jusqu'à deux années après la destruction (F. Laurent et al. 2004, De Toffoli et al. 2013). L'interdiction d'implanter des légumes après destruction est donc un frein au développement des exploitations maraichères préconisant souvent d'anciennes prairies. Cette restriction peut être remise en cause car il est démontré qu'une succession culturale adaptée peut permettre la culture de certains légumes après destruction, tout en limitant le risque de lixiviation des nitrates (Hardy et Godden 2018).

Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture

Ce programme développé par la Wallonie permet la mise en application de la Directive Nitrate, qui a pour but de diminuer la pollution par les nitrates agricoles des eaux souterraines et de surface. De fait, pour faire face aux risques et conséquences de l'accumulation de nitrates dans l'environnement, des mesures ont été prises afin de garantir une certaine qualité de l'eau. L'un des points majeurs de cette directive est la délimitation d'une zone dite « zone

vulnérable » (Figure 1) qui définit le périmètre de protection pour lequel, outre les obligations valables sur l'ensemble du territoire wallon, des mesures spécifiques sont appliquées et décrites par la suite (Protect'eau 2019).

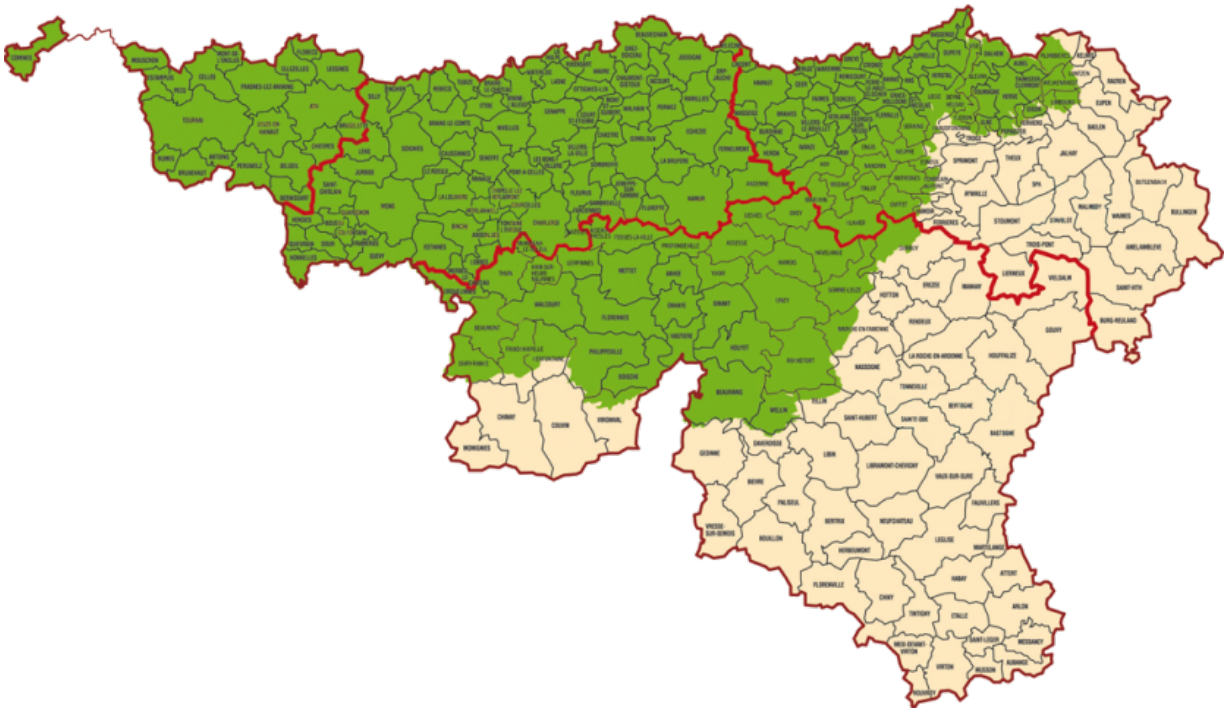


Figure 1: Carte des zones vulnérables aux nitrates, en vert (Protect'eau 2019)

Cette zone couvre les territoires dont les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines dépassent les 50 mg/l ou risquent de les dépasser ainsi que les territoires qui contribuent à l'eutrophisation de la Mer du Nord (Protect'eau 2019).

Afin de contrôler les risques, un suivi de APL est effectué chaque année en fin de saison chez les agriculteurs implantés dans cette zone. Ce suivi est un bon indicateur de la quantité de nitrates présents dans les eaux de percolation (Fonder et al. 2010). Les parcelles de 5% de ces agriculteurs sont ainsi échantillonnées et les résultats sont comparés à des valeurs de référence établies chaque année. Les universités Gembloux Agro-bio Tech (ULg) et Université catholique de Louvain encadrent 41 exploitations agricoles, réparties principalement en zone vulnérable (Annexe 1), afin de leur fournir des conseils et un suivi de fertilisation adapté. De cette manière, des mesures de reliquats azotés sont effectuées sur plus de 200 parcelles de ces exploitations afin de fournir une valeur de référence selon les conditions météorologiques, la localisation géographique et le type de culture (Vandenberghe et al. 2017). Ces valeurs permettent ainsi d'établir si l'agriculteur inspecté a bien suivi la législation. Si ce n'est pas le cas, des conseils de fertilisation raisonnée lui sont fournis et il devra se soumettre à des contrôles ultérieurs afin de régulariser sa situation, sous peine d'amende en cas de contrôle positif sur trois années successives (Vandenberghe et al. 2013).

2. Aspect physique du sol

Les propriétés physiques d'un sol ont un rôle important dans la fertilité de ce sol. On parle ainsi de fertilité physique du sol. Celle-ci regroupe l'ensemble des caractéristiques physiques du sol qui influencent le développement du sol, son fonctionnement, les échanges qui s'y produisent, son comportement face à l'implantation de cultures, … Quelques-unes de ces caractéristiques sont détaillées ci-après car elles jouent un rôle prépondérant dans la fertilité du sol et/ou peuvent être potentiellement affectées par une destruction de prairie.

2.1 Texture

L'une des propriétés les plus déterminantes quant à la fertilité d'un sol est la granulométrie, de par sa grande influence sur les propriétés physiques et chimiques du sol. Celle-ci traduit la composition en termes de taille des particules qui constituent le sol. C'est une caractéristique héritée du matériau parental et qui évolue si lentement qu'on peut la considérer comme constante à l'échelle d'une vie humaine. En effet, le développement d'un sol par l'altération prend des centaines de milliers d'années et les particules qui le composent s'altèrent à cette même allure. En fonction de la proportion prise par chaque classe texturale, il sera possible d'émettre une hypothèse sur la capacité de production de ce sol tant d'autres propriétés reposent sur la texture.

Bien que les différentes classes texturales se basent uniquement sur la taille des particules (Figure 2), les différentes fractions sont souvent constituées de minéraux différents. Ainsi, les sables sont principalement composés de quartz, feldspaths et micas mais ne contiennent que très peu de minéraux secondaires, tels que carbonates, oxydes, phyllo-silicates, sources de fertilité. Les limons sont, quant à eux, constitués de quartz à 50% et de feldspaths, micas et minéraux secondaires pour les autres 50%. Enfin, les argiles contiennent énormément de minéraux secondaires avec une prédominance de phyllosilicates (Fox 2008). Tous ces minéraux, ainsi que les fractions plus grossières ont un rôle dans la fertilité du sol de par le potentiel nutritif qu'ils peuvent fournir, leurs impacts sur l'aération, la circulation de l'eau et des gaz, l'érosivité des sols, … La texture est intimement reliée à la structure du sol, qui est développée ci-après (Bullinger-Weber et al. 2007, Bronick et Lal 2005).

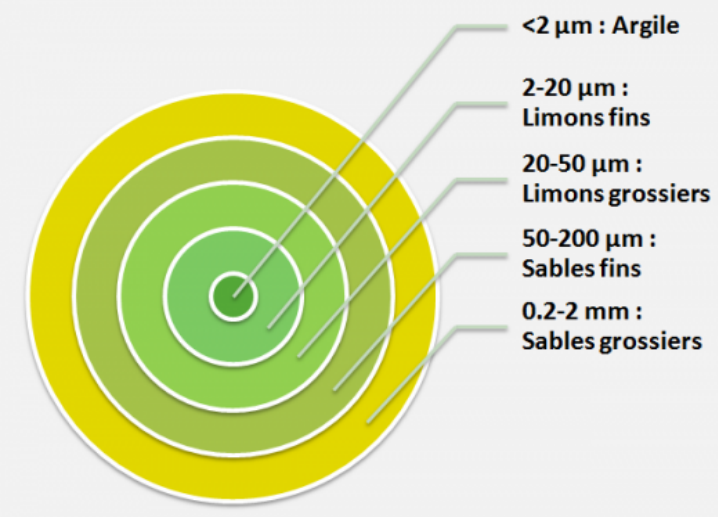


Figure 2 : Échelle de classification granulométrique (Capinov 2018)

2.2 Structure

La structure d'un sol peut être définie comme l'agencement dans l'espace des différentes particules qui composent le sol afin de former des agrégats de différentes tailles et stabilités selon leurs compositions. Une bonne structure est un facteur clé de la qualité d'un sol (Barral et al. 2007). De fait, elle influence fortement d'autres propriétés physiques du sol. La structure conditionne la porosité d'un sol en fonction de la diversité de tailles des pores qu'il contient. Étant donné les relations complexes entre les différentes propriétés du sol, la structure détermine également la rétention en eau et donc la capacité du sol à fournir les cultures en eau de manière suffisante. De la même manière, la structure décrit aussi l'infiltration de l'eau et des gaz dans le sol. Elle est fortement liée à la densité apparente du sol qui elle-même traduit une éventuelle compaction du sol et donc une potentielle difficulté de pénétration des racines. De plus, la stabilité structurale dépend de la structure du sol. D'autres caractéristiques, comme la battance et le recyclage des nutriments, y sont également liées. En définitive, une structure favorable a un impact positif sur la fertilité du sol et permet donc d'augmenter la productivité agricole (Bronick et Lal 2005).

Cependant, contrairement à la texture, la structure du sol est une propriété dynamique qui évolue au cours du temps et qui donc s'adapte aux contraintes climatiques, biologiques et anthropiques qui lui sont imposées (Bonneau et Souchier 1994, Bronick et Lal 2005). La transition d'une prairie à une terre de culture impose nécessairement de nouvelles conditions à l'environnement. Les propriétés du sol, comme la structure ainsi que celles qui y sont liées, vont donc s'adapter à ces nouvelles conditions. De plus, il a été démontré que les prairies conservent une meilleure structure que les terres cultivées. Cela se traduit par une densité apparente plus faible, une plus grande porosité ainsi qu'un plus grand contenu en matière organique (Barral et al. 2007).

Comme cité précédemment, la structure est conditionnée par les fractions des éléments constituant le sol tels que les argiles, les limons, les sables, la matière organique, les (hydr)oxydes, cations, la faune, la flore, … L'ensemble de ces éléments est en interaction et contribue à l'état structural du sol. La modification de l'environnement lors d'une destruction de prairie a dès lors des répercussions sur ces facteurs et donc sur la structure du sol. Les trois premiers éléments cités appartiennent à la texture qui, comme vu précédemment, peut être considérée comme fixe à l'échelle d'une génération. La matière organique joue un rôle primordial car la baisse de la teneur en matière organique provoque systématiquement une paupérisation de la structure. De fait, le carbone organique est considéré comme un élément clé à la formation d'agrégats. La relation entre la teneur en carbone organique du sol (SOC) et le diamètre moyen des agrégats (MWD) est clairement démontrée (Figure 3 - Bronick et Lal 2005).

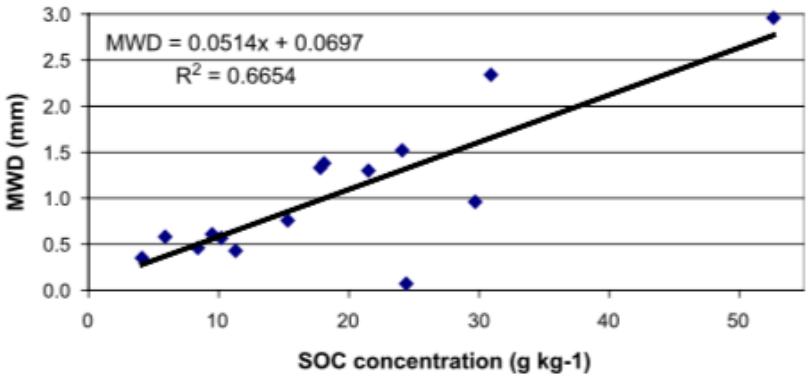


Figure 3: Relation entre la concentration en carbone organique du sol (SOC) [g/kg]et le diamètre moyen des particules (MWD) [mm] (Bronick et Lal 2005)

La faune et la flore présentes dans le sol sont également impliquées dans l'élaboration d'une bonne structure du sol. Les racines, champignons et bactéries favorisent une bonne structure du sol. Par leurs interactions avec les particules, ils vont les protéger des attaques enzymatiques et leur fournir des produits, comme la glomaline, permettant les liaisons entre-elles (Bronick et Lal 2005). Les exsudats racinaires libérés par les plantes vont également exercer un rôle dans la formation d'agrégats. De plus, les racines fissurent le sol et favorisent ainsi la porosité et le mouvement de l'eau et des gaz (Anger et Caron, 1998). La micro- et la macro-faune jouent un rôle en créant de multiples galeries au sein du sol favorisant l'aération et la porosité du sol. Elles perfectionnent la stabilité des agrégats, l'infiltration, le mélange de la litière et stabilisent les contenus en azote et carbone organique. Le ver de terre, considéré comme l'un des principaux architectes du sol, (Declerck et al. 2018) favorie la structure en créant des galeries et en y déplaçant la matière organique à travers les différents horizons.

Le labour a des impacts sur les acteurs contribuant à la structure du sol. En effet, il peut entrainer la perturbation des agrégats menant à un recyclage plus rapide des nutriments, la

diminution de résistance à la formation d'une croûte de battance, une exposition accrue du sol au vent et au soleil, une diminution de la porosité et donc, à long terme, une diminution de l'agrégation (Bronick et Lal 2005). De surcroît, certaines études ont montré que, pour des systèmes préconisant un labour réduit ou du non-labour, la structure n'était pas autant affectée qu'en labour classique et même parfois bonifiée (agrégats plus stables et contenu en carbone organique du sol plus élevé). Néanmoins, un labour réduit peut mener à une augmentation de la macroporosité et donc à une augmentation du risque de lixiviation des éléments nutritifs issus de la minéralisation de la matière organique. En outre, la diminution du stock en matière organique de par l'accélération de la vitesse de minéralisation due au labour est liée à la dégradation de la structure du sol (Barral et al. 2007). De fait, le labour accélère cette minéralisation en rendant les agrégats accessibles aux micro-organismes (Plante and McGill 2002). Les composants organiques ne sont plus protégés à l'intérieur des agrégats, ayant éclaté à cause du labour, et sont donc exposés au vent, à l'air et au soleil. Ils peuvent donc être dégradés bien plus rapidement grâce à l'activité enzymatique des micro-organismes décomposeurs (Buysse et Aubinet 2010).

2.3 Matière organique

La matière organique est le terme général pour désigner toutes les formes qu'elle peut prendre dans le sol : au sein d'une espèce encore vivante, fraichement tombée, partiellement décomposée ou encore humifiée (Fox 2008). La matière organique qui influence directement les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol est l'humus. Il convient donc de distinguer la matière organique facilement dégradable qui sera minéralisée rapidement de cet humus, plus difficilement dégradable car constitué de molécules plus complexes.

D'une part, il y a la matière organique facilement décomposable, constituée de molécules simples (tels que des lipides ou glucides simples) et faciles d'accès pour les micro-organismes décomposeurs du sol. Sa minéralisation va libérer dans le sol des éléments nutritifs, inorganiques, qui seront à nouveau utilisables par les végétaux. D'autre part, il y a la matière organique difficilement décomposable, constituée de molécules complexes. Elle est également nommée humus et dérive du processus d'humification de la matière organique. L'humus est, de manière générale, bien plus stable et sera minéralisé de façon bien plus lente, bien qu'une partie de cet humus soit qualifiée de labile car susceptible de subir la minéralisation.

Pour les services que rend la matière organique au sol, il faut donc s'intéresser à la partie humifiée de la matière organique. En effet, comme décrit précédemment, la matière organique joue de nombreux rôles pour le fonctionnement d'un sol. Au-delà du stock de carbone qu'elle fournit à l'environnement, elle conditionne la structure du sol et intervient

dans le recyclage des nutriments. Une teneur élevée en matière organique du sol favorise la structure du sol limitant ainsi sa compaction et les effets de battance. Son association avec des molécules d'argile forme des complexes argilo-humiques qui vont d'autant plus stabiliser et conserver cette matière organique hors de portée de l'activité enzymatique des micro-organismes. De fait, l'isolation des molécules dégradables au sein des agrégats augmente la stabilité et la durabilité de cette matière organique face à la dégradation (Bronick et Lal 2005). L'association entre ces deux types de particules chargées négativement est possible via les ponts calciques et d'hydroxydes (Fe et Al) qui, chargés positivement, lient la matière organique à l'argile. Ces complexes sont essentiels à la fertilité du sol car, de par leur charge négative, ils peuvent fixer les cations du sol de manière réversible. De cette façon, les plantes peuvent extraire ces cations pour assurer leur développement. De plus, cette fixation empêche leur lixiviation et conserve donc la fertilité du sol dans les horizons supérieurs. Enfin, le rapport C/N permet d'identifier le type de matière organique présent dans le sol. Lorsque ce rapport est faible, il s'agit principalement de matière organique facilement dégradable et dont les effets positifs cités précédemment n'auront qu'un effet à court terme car la minéralisation sera rapide. Lorsque ce rapport est élevé, cela signifie que les molécules sont complexes car la matière organique est humifiée et a donc un effet positif sur le sol à plus longue échelle temporelle.

La transition d'une prairie à une culture va perturber l'écosystème et donc affecter les stocks de matière organique. En effet, 50% du pool organique des dix premiers cm d'un sol peuvent être perdus endéans les 12 premières années de mise en culture (Celik 2005). D'autres études mettent également en valeur la présence d'une plus haute teneur en matière organique dans les 60ers cm de sol d'une prairie par rapport à une terre cultivée (Culman et al. 2010). La perte en matière organique lors de la conversion d'une prairie semble donc inévitable mais la transition doit donc être réfléchie afin de limiter les pertes. D'autant plus que celles-ci s'opèrent peu de temps après la conversion car la minéralisation est rapide dans les premiers mois suivant la destruction (Rumpel et Chabi 2009).

2.4 Densité apparente

Cette propriété fut énumérée précédemment par les liens étroits qu'elle entretient avec les autres caractéristiques du sol déjà évoquées. C'est pourquoi la connaissance de la densité apparente permet de fournir des informations précieuses sur l'état du sol. De fait, sa mesure permet de traduire un éventuel état de compaction du sol suite au passage d'engins agricoles mais également une intensité de pâturage trop élevée (Vasques et al 2019). La compaction des sols est un problème tant environnemental, car favorisant l'érosion qu'économique, car réduisant grandement la productivité des récoltes (FAO 2015). Elle traduit le niveau d'agrégation du sol et donc la structure. De ce fait, la porosité et l'infiltration y sont reliées.

Une faible densité apparente s'associe à un sol structuré et donc à une porosité bien développée, qui permet une bonne infiltration de l'eau et l'air alors qu'une densité apparente élevée se réfère à un sol de faible structure, souvent compact et peu perméable et donc sujet à l'érosion.

La densité apparente d'un sol évolue avec les pratiques agricoles et selon le type d'utilisation de ce sol. Il est démontré que la densité apparente d'une culture est plus élevée que celle d'une prairie (Barral et al. 2007). Cela témoigne de l'effet qu'une destruction de prairie suivie de l'implantation d'une culture maraichère peut avoir sur le sol. De plus, le labour a pour but de diminuer la densité apparente mais il semble qu'il ne fait plus totalement l'unanimité et les avis divergent sur les effets du non-labour (FAO 2015). L'apport de compost a également pour rôle de diminuer la densité apparente, en favorisant l'agrégation et donc, en conférant une meilleure structure au sol (Bronick et Lal 2005).

3. Aspect chimique du sol

La fertilité d'un sol repose également sur la fertilité chimique de celui-ci, c'est-à-dire sa capacité à rendre disponible les éléments nutritifs des végétaux et donc la proportion de cations sur le complexe d'échanges. La toxicité d'un sol nuit également à la fertilité de ce dernier. Certaines propriétés du sol dictent cette fertilité chimique, comme la présence de matière azotée disponible pour les plantes ou la capacité d'échange cationique développées ci-après.

3.1 Dynamique de l'azote

L'azote est un élément faisant souvent défaut dans nos cultures, c'est pourquoi il est le constituant principal des fertilisants utilisés dans nos systèmes agraires. Cependant, il est important de comprendre la dynamique de l'azote afin de distinguer les flux qui s'opèrent dans le sol et l'influence de ceux-ci sur l'environnement. D'autant plus qu'il a été démontré que le labour affecte considérablement les flux d'azote dans le sol (Culman et al. 2010).

L'azote est en effet l'élément déficient de tous les systèmes de production. Il représente jusqu'à 6% de la matière sèche des tissus végétaux et des carences se font sentir en deçà d'1% (Declerck et al. 2018). Il est absorbé dans les sols par les végétaux sous forme nitrate (NO_3^-) ou sous forme ammonium (NH_4^+). L'azote est présent dans bon nombre de biomolécules d'une haute importance pour la bonne santé des cultures. La chlorophylle contient quatre atomes d'azote. Les protéines sont constituées de groupement amine (NH_2) et les bases azotées essentielles à tout métabolisme sont partiellement constituées d'azote. Pour que ces fonctions cruciales soient assurées, il est important que la végétation dispose de la bonne dose

d'azote. Il faut le juste équilibre entre le déficit, qui a des impacts négatifs (jaunissement, taille moins importante, …) et l'excès d'azote, qui provoque des effets néfastes aux plantes (retard de maturité, croissance trop rapide qui entraine la verse des céréales, …).

Les apports en azote pour le sol sont principalement naturels et s'opèrent par la *fixation biologique* de celui-ci. Ce processus, très énergivore, est catalysé par un complexe enzymatique et se traduit par l'équation suivante :

$$N_2 + 8H^+ + 8e^- + 16\,ATP \rightarrow 2\,NH_3 + H_2 \text{ (Eq. 1)}$$

Ce procédé est effectué par les légumineuses. Leur association à des bactéries du genre rhizobium permet une fixation importante d'azote de l'air dans les plantes.

L'apport massif d'engrais azoté dans l'agriculture d'aujourd'hui ne fut possible qu'après la découverte du précédé Haber-Bosch, en 1913. Sa mise en place eut une importance considérable et a permis la révolution verte, permettant la *synthèse industrielle* d'ammoniac selon la formule suivante :

$$3H_2 + N_2 \rightarrow\ 2NH_3 \text{ (Eq. 2)}$$

La *minéralisation*, quant à elle, transforme l'azote organique en azote minéral par l'intermédiaire des micro-organismes présents dans le sol. Celle-ci se déroule en deux phases distinctes. La première est l'*ammonification*, qui va transformer la matière organique composée d'azote en ammoniaque par l'intermédiaire de protéases et peptidases. Vient ensuite la *nitrification* qui va permettre de passer de l'ion ammonium, précédemment dérivé de l'ammoniaque, à de l'azote sous forme nitrate comme indiqué ici :

$$N_{orga} \rightarrow\ NH_3 \leftrightarrow {NH_4}^+ \rightarrow\ {NO_2}^-\ \rightarrow\ {NO_3}^- \text{ (Eq. 3)}$$

Les pertes en azote dans la solution du sol sont d'origines multiples. Il y a tout d'abord la dénitrification, favorisée en conditions anaérobies, qui transforme le nitrate en diazote. La fixation d'azote par les argiles peut également réduire la disponibilité d'azote pour les plantes en fixant cet élément sous forme du cation NH_4^+. Cet effet peut être réduit par l'ajout de K^+ qui comble les sites de fixation mais diminue l'efficacité des engrais potassiques. De plus, une partie de l'azote libéré est utilisée par les micro-organismes du sol qui réalisent la minéralisation dans le but d'intégrer l'azote à leurs propres molécules organiques. Ce processus est parfois appelé *immobilisation* car les plantes sont moins compétitrices que ces micro-organismes et ne peuvent donc pas accéder à cet azote préalablement libéré.

Par ailleurs, l'une des pertes les plus importantes, tant l'enjeu environnemental est grand, est due à la lixiviation des nitrates jusqu'aux nappes phréatiques, menant à la pollution nitrique de ces eaux souterraines (Fonder et al. 2010). L'azote, sous forme nitrate, est effectivement très soluble et ainsi très mobile. Sa charge négative ne permet pas son adsorption sur les complexes argilo-humiques comme c'est le cas du cation ammonium. Les nitrates peuvent donc être lixiviés lors de fortes pluies et s'accumulent ainsi dans les nappes souterraines. Outre la perte que cela représente pour le sol, cela peut engendrer une pollution de ces eaux souterraines et donc une dégradation de la qualité de celles-ci. Cela peut aboutir à une interdiction de consommation si le seuil de concentration, de 50mg/L de NO_3^- est dépassé (OMS 2000). La pollution des eaux potables par les nitrates est un problème de santé publique majeur car elle peut entrainer des maladies chez les enfants et être source de cancers chez les adultes (McLenaghen et al. 1996).

La concentration « naturelle » en nitrate est de l'ordre de 10mg/L. Une campagne d'échantillonnage fut réalisée entre 2004-2007 et il en ressortit que 10% des sites dépassaient la norme de santé. C'est donc ainsi qu'il a été décidé de définir des 'zones vulnérables', couvrant près de 69% des volumes prélevés pour la distribution publique, afin d'y prêter une attention particulière dans la lutte contre la pollution par les nitrates (Aquawal 2014). Par la suite, entre 2012 et 2015, 8% des sites de contrôle situés dans le territoire wallon présentaient des concentrations supérieures à la norme de l'OMS. Ce pourcentage grimpait à 13,3% dans les zones vulnérables. Toutefois, malgré la situation non conforme, le SPW notait une évolution favorable de la situation (Wallonie – État de l'environnement SPW 2018).

De plus, la pollution par les nitrates peut également s'opérer sur les eaux de surface. L'excès d'éléments nutritifs favorise le développement des algues entrainant, lors de leur décomposition, le développement massif des micro-organismes consommateurs d'oxygène. Le milieu s'appauvrit alors en oxygène, ce qui a des conséquences négatives sur les populations de poissons et autres invertébrés et donc sur l'état écologique de ces eaux de surface (Addiscott et al. 1991, McLenaghen et al. 1996).

Stockage de l'azote en prairie

Cette dynamique de l'azote dépend de beaucoup de facteurs comme les conditions climatiques, le type de sol, le mode de gestion de la prairie, son âge, le type de destruction, … (Decoster et al. 2015). Il a été démontré que l'accumulation de matière organique, et donc d'azote, dans le sol débutait rapidement après la mise en place de la prairie et pouvait se prolonger sur des décennies, voire même plus de 100 ans (Jenkinson 1988). Cette accumulation ne serait que principalement superficielle et n'affecterait donc que les horizons de surface. En effet, les stocks importants de matière organique se trouvent dans les dix

premiers centimètres de sol (Velthof et al. 2001). Enfin, le stockage de carbone et d'azote dépend fortement du type de sol. Il a été démontré que le pâturage des prairies entraine une plus grande accumulation que la fauche mais cela, uniquement sur des sols de type sableux alors qu'aucun effet de ce genre n'a été décelé sur des sols de types limoneux (Hassink et Neeteson 1991, Hassink 1994).

3.2 Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) peut être décrite, d'un point de vue scientifique, comme la capacité totale d'un sol donné à adsorber des cations échangeables (Brady et al. 1999). Cette caractéristique du sol a un impact important d'un point de vue agronomique. En effet, le développement des plantes et donc des cultures passe par l'approvisionnement en nutriments via leur système racinaire et est donc tributaire de ce que le sol est capable de leur fournir. Par le biais d'échange cationique, la plante va pouvoir se procurer certains éléments minéraux contenus dans la solution de sol afin de satisfaire ses exigences de croissance. Cette solution étant en équilibre avec le sol en tant que tel, les cations sont ainsi disponibles et échangés contre les protons produits par les racines.

Cette caractéristique est fortement dépendante de propriétés du sol dont certaines précédemment citées telles que le pH, la matière organique, la texture, … De manière générale, la CEC augmente de pair avec le pH d'un sol. C'est pourquoi elle est calculée à pH 7 afin que les valeurs puissent être comparées entre elles. Par ailleurs, il a été démontré que la CEC dépend fortement de la teneur en carbone organique dans le sol (Ramos et al. 2018). En effet, la matière organique étant chargée négativement, elle permet l'adsorption de cations issus de la solution du sol. En fonction de l'affinité entre les particules de matière organique et ces cations, la plante est capable ou non d'extraire ces cations par échange avec des protons. Enfin, le type de matériau qui compose un sol a une influence considérable sur la capacité d'échange cationique. Les matières humiques présentent des valeurs de CEC dans une gamme de 150 à 250 $cmole_c/kg$ alors qu'un sol sablo-limoneux présente des valeurs approximatives de CEC de l'ordre de 15 $cmole_c/kg$ (Brady et al. 1999).

Les pratiques culturales peuvent jouer un rôle sur la CEC et donc sur la fertilité du sol à plus grande échelle. Comme dit précédemment, la teneur en matière organique a une influence sur cette CEC et bon nombre de techniques issues de l'agriculture de transition visent à favoriser le stockage du carbone organique dans les sols. Malgré le retournement de prairie nécessaire au développement de la surface agricole, il existe des méthodes de travail qui permettent de maintenir un stock de carbone organique dans les sols comme le non-labour, le maintien des résidus de cultures in situ ou encore les couverts de couverture.

4. Conséquences d'une destruction de prairie

S'intéresser aux conséquences d'une conversion de prairie est primordial pour anticiper la gestion de la productivité des cultures et les impacts environnementaux. Cependant, peu d'études ont déjà été réalisées jusqu'à présent (Attard et al. 2016). Néanmoins, la plupart s'y étant consacré s'accordent à dire qu'il y a une diminution drastique de la matière organique dans le sol durant les mois qui suivent la conversion et ce, peu importe le type de destruction (Roth et al. 2012). Cette diminution est bien évidemment due à la minéralisation de cette matière organique. Les quantités d'azote minéralisé sont conséquentes sur les deux premières années. Elles peuvent atteindre entre 300 et 700 kg N/ha pour une prairie permanente (>5ans) (Laurent et al. 2004, De Toffoli et al. 2013). En outre, il faut constater qu'il existe deux phases distinctes de minéralisation. La première se caractérise par une cinétique de minéralisation très rapide et de durée variable, entre 50 et 250 « jours normalisés », correspondant à des conditions standard de température et d'humidité de la couche de surface (Laurent et al. 2004). Cette période se rapporte à un laps de temps de quatre à neuf mois sous les conditions climatiques wallonnes (Hardy et Godden 2018). La seconde marque un retour à une vitesse de minéralisation plus faible correspondant à la minéralisation basale de la matière organique humifiée du sol (Laurent et al. 2004, CIVAM 2010)). De plus, il apparait que le risque de perte de nutriments augmente avec l'âge de la prairie (Velthof et Oenema 2001, Laurent et al. 2004, De Toffoli et al. 2013).

Cependant, il ressort parfois de la littérature scientifique des avis contradictoires au sujet des conséquences d'une destruction de prairie. Ces différences de résultats peuvent être expliquées par l'immense hétérogénéité des conditions dans lesquelles ces expériences sont établies. Cela se remarque fortement au niveau de l'impact potentiel de la date de destruction sur les conséquences de celle-ci. En Bretagne, une étude a démontré que la minéralisation n'a pas été affectée par les différentes périodes de destruction (automne – hiver) (Besnard et al. 2007) alors qu'une étude réalisée en Wallonie montre des différences de cinétiques de minéralisation entre une destruction d'arrière-saison et une destruction de printemps, conforme à la législation (De Toffoli et al. 2013).

OBJECTIFS

Au vu du nombre de composantes et de propriétés du sol pouvant être impactées, positivement ou négativement, lors d'une destruction de prairie, la question de la méthode de transition entre terre de prairie et terre de culture se révèle intéressante.

Ce travail a pour objectif général d'analyser les méthodes et les modalités de destruction que pratiquent actuellement les agriculteurs et maraîchers mais également d'analyser des alternatives afin d'émettre une éventuelle proposition qui respecte leurs exigences et celles du terrain. Ces exigences sont, entre autres, la volonté de maintenir la fertilité du sol pour les cultures suivantes, la nécessité de libérer les planches de culture pour semer dès la nouvelle saison (février), la production de légumes pour la rentabilité de leur exploitation, …

L'efficacité de chaque méthode et ses modalités de destruction varie. Il est donc primordial de passer en revue tous les aspects que cette efficacité comprend. L'action sur le désherbage et la lutte contre les adventices sont aussi importants que le fait de préserver la fertilité du sol. De plus, l'efficacité comporte le volet environnemental et les risques qu'une destruction de prairie peut engendrer à ce niveau-là. Enfin, la question d'efficacité temporelle est également soulevée afin de voir s'il existe une meilleure période de destruction de prairie par rapport à celle définie par la législation.

Afin de répondre à ces questions, le présent travail s'intéresse à deux méthodes de destruction : le labour et la méthode d'occultation, cette dernière déclinée sous cinq traitements distincts. Au total, six traitements ont donc été testés et ce, sur deux périodes temporelles : hiver et printemps. Par la suite, des examens visuels ainsi des analyses de propriétés physiques et chimiques du sol ont été effectués pour les différents traitements choisis pour détruire la prairie.

Les objectifs spécifiques nécessaires à l'aboutissement de cet objectif général sont les suivants :

- Analyser la performance de la destruction de la prairie et ses adventices selon les types de traitement ainsi qu'observer et caractériser les effets de ces types de traitement sur la physique et la chimie du sol.

- Observer si la dimension temporelle d'une destruction de prairie a un impact sur le résultat de ces traitements.

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

1. Contexte

Le terrain dédié à l'étude se situe sur les terres jouxtant les bâtiments de la ferme de Lauzelle (Figure 4). Cette dernière est située à Louvain-la-Neuve, commune de la province du Brabant Wallon, en Belgique.

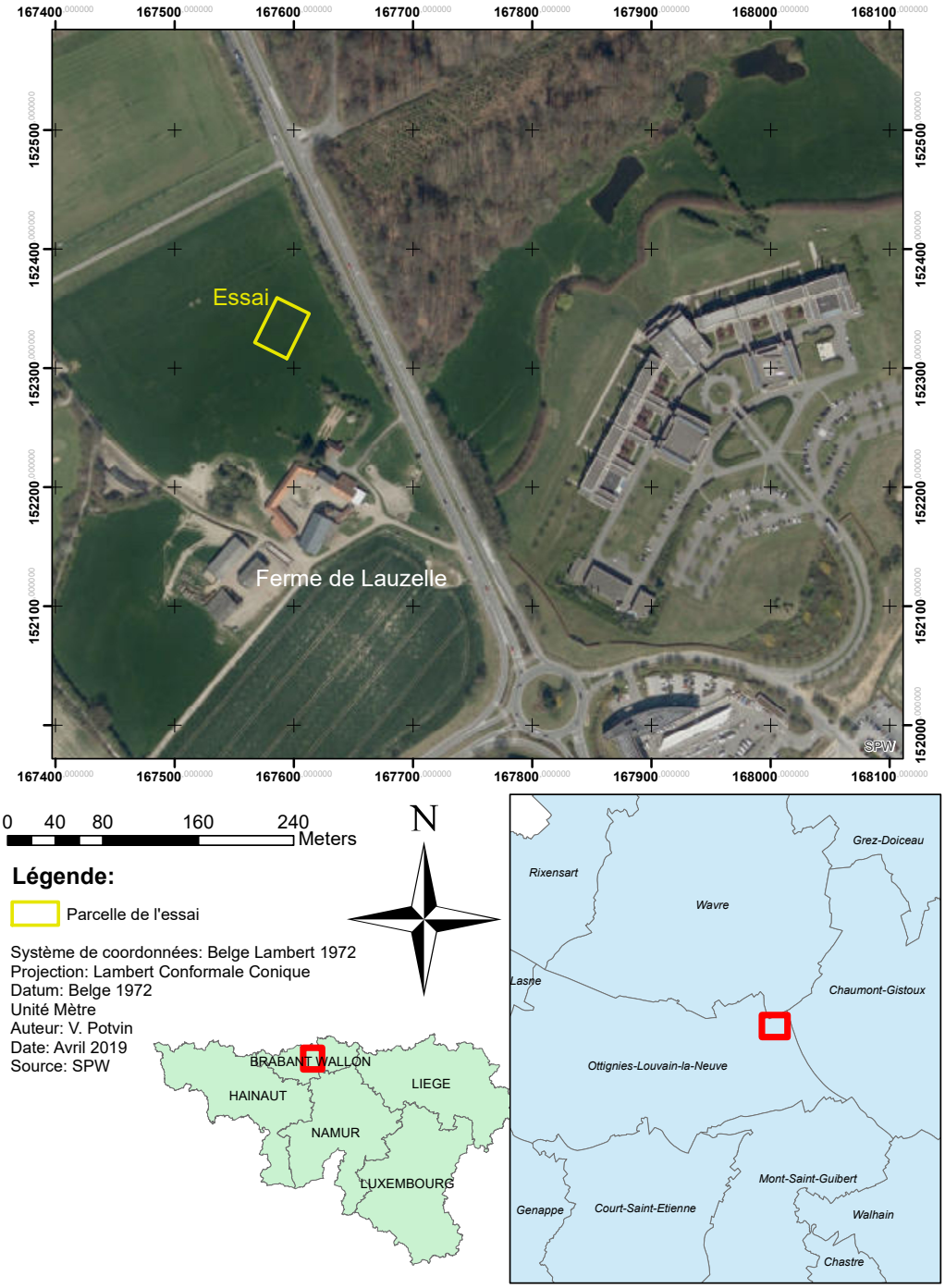


Figure 4: Carte de la situation de la zone d'essai

Les coordonnées du point central de la parcelle d'essai, située dans le Hesbigno-Brabançon, sont 60,681°Nord et 4,618°Est. Celle-ci est une prairie permanente à usage de pâture, répertoriée comme 'prairie et fourrage' dans les parcellaires des trois années précédant celle de destruction (Parcellaire 2015, 2016 et 2017 – SPW). Cependant, son utilisation précédant cette période est connue et il apparaît que cette parcelle fut exempte de cultures depuis plusieurs siècles (Delvaux 1978). C'est pourquoi cette prairie est qualifiée de prairie permanente de longue durée.

La carte des principaux types de sol établie par le Service Public de Wallonie en 2005 indique que la parcelle correspond à un sol sablo-limoneux à drainage naturel principalement modéré ou imparfait (Wallonie – État de l'environnement SPW 2018). Il convient de noter que la parcelle est située en zone vulnérable aux nitrates définie précédemment, c'est pourquoi l'étude de la dynamique de l'azote prend tout son sens.

2. Plan et caractéristiques du site

En 2018, sept soles de cultures maraîchères ont été définies (Figure 5). La Figure 5 témoigne de la variabilité de la conductivité électrique de la solution du sol et de la topographie sur ces différentes soles. De façon à s'affranchir au maximum des variations de ces paramètres pour cette étude, ce sont les soles F et G qui ont été choisies pour constituer la parcelle du présent essai. Cette parcelle forme un rectangle de 42 mètres de longueur sur 30 mètres de largeur (soit 12,6 ares).

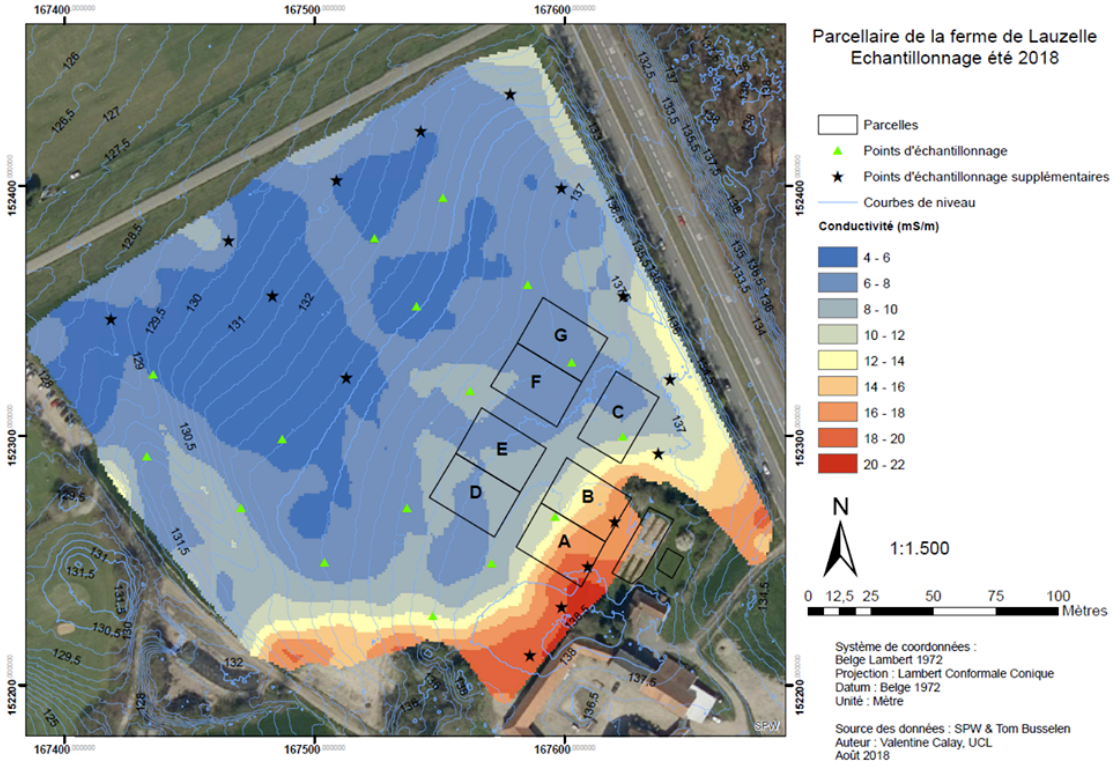


Figure 5: Carte indiquant la position des sept soles de cultures maraîchères, dont les soles F et G forment la parcelle d'étude, ainsi que les variations de topographie et de conductivité électrique de la solution du sol sur l'ensemble de la prairie.

3. Disposition de l'essai

L'essai se décompose en deux laps de temps durant lesquels les méthodes pratiquées lors de chacun d'entre eux sont identiques. Il faut dès lors distinguer la première phase d'expérimentation lancée mi-décembre 2018, appelée 'date 1' (12-13 et 14/12/2018) de la seconde, débutée mi-février (18 et 19/02/2019), nommée 'date 2'. La parcelle d'étude fut partagée en dix bandes de 4,2 mètres de largeur (Figure 6). Pour des raisons pratiques liées au labour et à la largeur des outils de préparation du sol et semis, les bandes 1, 4, 7 et 10 sont réservées au labour tandis que les autres sont coupées en cinq petites parcelles, sur une longueur équivalente de 6 mètres, afin de recevoir chacun des cinq traitements d'occultation. Cela donne donc un total de 30 petites parcelles réparties sur les bandes 2, 3, 5, 6, 8 et 9. Les bandes relatives à la date 1 sont les 1, 2, 5, 7 et 8 alors que celles relatives à la date 2 sont les 3, 4, 6, 9 et 10. La distribution des différents traitements d'occultation sur les petites parcelles au sein de l'essai est aléatoire. Il est important de noter que les contraintes liées à la technique de labour et à la disposition et taille des petites parcelles ne permettent pas d'inclure cette technique au sein du bloc aléatoire.

Bande 1	Bd. 2	Bd. 3	Bd. 4	Bd. 5	Bd. 6	Bd. 7	Bd. 8	Bd. 9	Bd. 10
Moit. B	T5	T2	Moit. B	T3	T1	Moit. B	T4	T5	Moit. B
L	T4	T1	L	T5	T2	L	T2	T4	L
A			A			A			A
B	T3	T4	B	T4	T5	B	T1	T2	B
--O--			--O--			--O--			--O--
U	T2	T5	U	T1	T4	U	T3	T1	U
R			R			R			R
R1	T1	T3	R1	T2	T3	R2	T5	T3	R2
Moit. A			Moit. A			Moit. A			Moit. A
Date 1		Date 2		Date 1	Date 2	Date 1		Date 2	

Figure 6: Plan organisationnel de l'essai dont les dimensions sont 30 m x 42 m. Les abréviations bd. se réfèrent aux dix bandes délimitées sur cette parcelle. Les abréviations T1 à T5 se réfèrent aux traitements mis en place sur les petites parcelles de l'essai avec, T1 : bâche silo, T2 : foin, T3 : bâche tressée, T4 : feuilles et T5 : bâche silo (Sol Nu). Les appellations date 1 et date 2 se réfèrent aux périodes de destruction différentes, respectivement hiver et printemps. Les appellations R1 et R2 se réfèrent aux répétitions du traitement par labour.

Ce schéma permet de distinguer trois répétitions des traitements de destruction par occultation et deux répétitions de destruction par labour et ce, pour les deux laps de temps considérés. Les bandes de labour sont séparées fictivement en deux à leur moitié, afin de doubler le nombre d'échantillons relatifs à ce type de destruction (moitiés A et B).

Il est important de noter que le protocole de ce mémoire présente trois niveaux de comparaison. Le traitement statistique, détaillé par la suite, est adapté à ce protocole. Le premier niveau, et le plus important, est la comparaison de quatre techniques de destruction par occultation. Ces différents traitements par occultation sont les suivants (illustrés en annexe 2) :

- Le traitement *T1 : bâche silo* consiste en la mise en place de bâche de silo classique (125 microns). Des rectangles de bâches ont été découpés aux dimensions de la petite parcelle à couvrir. Ces bâches ont été maintenues au sol par l'apposition de bûches et sacs de lest.

- Le traitement *T2 : foin* utilise du foin stocké à la ferme. Huit ballots, approximativement 12,5 kg chacun, ont été déposés et étalés sur chaque petite parcelle afin d'obtenir une couche suffisante pour occulter la végétation. Cette méthode peut être controversée car elle utilise une source primaire d'alimentation du bétail. De plus, il est intéressant de voir si les semences, présentes en grande quantité dans le foin présentent un risque de compétition avec les plantes cultivées. Ce foin fut étalé à la fourche de manière à former la couche la plus homogène possible.

- Le traitement *T3 : bâche tressée* est, quant à lui, relatif à la mise en place de bâches en toile tissée de polypropylène (100g/m^2) laissant passer les flux d'eau et d'air. Deux bandes de toile, d'une largeur de 2,1 m chacune, furent mises côte-à-côte en se recouvrant sur une dizaine de centimètres au centre de chaque petite parcelle. Ces toiles ont également été maintenues par des bûches et des sacs de lest sur les côtés ainsi que sur la ligne centrale.

- Le traitement *T4 : feuilles* est axé sur l'occultation par l'installation d'une couche de feuilles mortes, d'un poids approximatif de 70 kg sur chaque petite parcelle. Ce dernier présente l'avantage de récupérer un déchet et de le transformer en matière première. Les feuilles utilisées sont issues des parcs et jardins, certifiés zéro-phyto, des communes de Louvain-la-Neuve et Wavre. Malheureusement, il convient de noter que beaucoup de détritus sont également récoltés et donc se retrouvent sur les futures zones de cultures.

Le second niveau est la comparaison de ces différentes méthodes d'occultation avec la destruction par labour, à laquelle un rôle de témoin peut être attribué. En effet, cette pratique représente ce qui se fait usuellement chez les horticulteurs et maraîchers. Malheureusement, des contraintes techniques liées au labour ne permettent pas d'insérer cette méthode de destruction dans le bloc aléatoire complet. Pour procéder au labour (bandes 1, 4, 7 et 10), un tracteur, équipé d'une charrue à dents, parcourt les bandes et retourne la terre sur une

profondeur approximative de 40 cm. La végétation est ainsi enfouie à cette profondeur et va être dégradée par les micro-organismes présents dans le sol. Cette technique n'a pas nécessité de surveillance ou de maintenance comme ce fut le cas pour les méthodes d'occultation.

Enfin, le troisième niveau de comparaison sur cet essai est celui porté sur l'effet d'une absence de culture suivant la destruction de prairie par occultation. Pour ce faire, le traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu)* a été scrupuleusement copié du traitement *T1 : bâche silo* au niveau de la destruction. Après destruction, les petites parcelles *T5 : bâche silo (Sol Nu)* ne seront cependant pas cultivées, au contraire de toutes celles relatives aux autres traitements. De cette manière, il sera possible de caractériser les effets d'un sol laissé nu après destruction.

Remarques :

La mise en place de la couche de feuilles n'a pas été identique selon les dates de destruction. En date 1, celle-ci a été appliquée par un épandeur à fumier alors qu'en date 2, elle a été appliquée par brouette de feuilles venant des autres soles converties sur la prairie. Bien que la même quantité de feuilles a été appliquée, les couches formées ne furent pas identiques. Celles-ci sont beaucoup plus denses en date 1 comparées aux couches plus aérées mises en place à la brouette en date 2.

Comme expliqué, afin de maintenir les bâches au sol, des sacs à lester furent apposés sur les bords de celles-ci ainsi que des bûches et autres rondins de bois. Le foin et les feuilles furent exposés aux bourrasques de vent. Le foin, relativement dense après son étalement, s'est très bien maintenu en place alors que les feuilles furent déplacées plus facilement par ces vents. Il faut donc remarquer que les petites parcelles de traitements *T4 : feuilles*, et particulièrement celles de date 2, en raison de leurs couches de feuilles moins denses, ont dû être réalimentées en feuilles afin de former une couche suffisante. Lors d'épisodes venteux violents, il fut également nécessaire de retourner sur l'essai afin de replacer les bâches et les tendre ainsi qu'apporter du lest supplémentaire.

4. Plan et méthode d'échantillonnage

4.1 Zone d'échantillonnage

Afin de s'affranchir des effets de bords, il a été convenu d'effectuer l'échantillonnage sur une zone au centre de chaque petite parcelle. En effet, les zones de séparation entre les différents traitements sont souvent problématiques. D'une part, la mise en place des traitements fut manuelle et laborieuse et ne permet donc pas de respecter la délimitation des petites parcelles avec précision. D'autre part, le pourtour de chaque petite parcelle est fortement sujet à des perturbations. Le vent en est une des causes principales. En effet, de par sa

situation géographique, la prairie est soumise à des vents violents qui ont parfois soulevé et emporté les bâches. Les zones les plus soumises à ces effets sont le pourtour. De même pour le foin, où seuls les bords sont fortement sensibles alors que le traitement *T4 : feuilles* était le plus sensible à ces aléas météorologiques. De façon donc à se débarrasser de ces effets, les petites parcelles furent réduites d'un mètre de côté, laissant donc un rectangle de 2,2 m par 4 m comme zone propice aux prélèvements (Figure 7). La même procédure a été appliquée aux bandes de labour, pour lesquelles chaque moitié peut être considérée comme une petite parcelle.

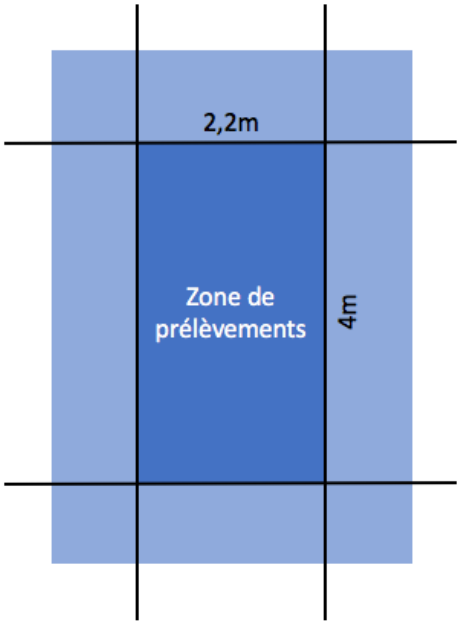


Figure 7: Zone de prélèvement sur une petite parcelle

4.2 Méthode d'échantillonnage

Différents types d'échantillons de sol sont nécessaires en fonction de l'objectif de l'analyse de laboratoire poursuivi. Les prélèvements des échantillons secs ont été effectués en deux temps, les 29 et 30 avril 2019 pour les traitements de date 1, et les 8 et 9 juin 2019 pour les traitements de date 2. Concernant les échantillons de sol frais, ils ont été prélevés le 10 mai pour les traitements de date 1 et également les 8 et 9 juin 2019 pour les traitements de date 2.

Afin d'effectuer les analyses au laboratoire ECAV ou SOLS de l'UCL, qui seront décrites par la suite, deux types d'échantillons de sols sont nécessaires : des échantillons dits perturbés ainsi que des échantillons dits non perturbés.

- Échantillon perturbé : *se dit d'un échantillon de sol dont les propriétés de structure ne sont pas conservées au cours de sa collecte.*

Ce type d'échantillon perturbé se dit composite car se compose de cinq prélèvements au sein d'une même petite parcelle. Ces prélèvements s'effectuent à l'aide d'une tarière cylindrique de manière spatialement aléatoire, dans la zone de prélèvement de chaque petite parcelle. La profondeur de ces prélèvements est de 60 cm. Ceux-ci sont scindés en trois sous-prélèvements correspondant aux gammes de profondeurs suivantes : 0-15 cm / 15-30 cm / 30-60 cm. Pour chaque petite parcelle, chaque sous-prélèvement est placé dans un seau, correspondant à sa profondeur. L'ensemble est ensuite homogénéisé vigoureusement avant d'être transféré dans un sac en plastique.

Pour les traitements par occultation, cela représente un total de 90 échantillons pour les trois profondeurs. Concernant les bandes de labour, ces cinq prélèvements sont réalisés sur chaque moitié de bande, de la même manière que présentée précédemment (en s'affranchissant des effets de bords potentiels). Cela représente un total de 24 échantillons pour les trois profondeurs. Un total de 114 échantillons est donc obtenu pour l'ensemble de l'essai. Ces échantillons sont ensuite sujets à des manipulations afin de les préparer aux analyses futures. Cette phase de prétraitement est précisée par la suite.

- Échantillon non perturbé : *se dit d'un échantillon de sol dont l'intégrité structurale in situ est conservée lors de sa collecte.*

  La conservation de la structure est nécessaire pour analyser des propriétés de sol indissociables de celle-ci comme la densité apparente. Ce type de prélèvement s'opère par l'extraction d'une motte de terre à l'aide d'une bèche. Celle-ci a les dimensions de la largeur de la bèche, à savoir 15 cm et est extraite depuis la surface du sol. Il convient de prendre soin de ne pas exercer de pression sur la motte afin de ne pas détériorer la structure du sol. Les analyses effectuées sur ce type d'échantillon sont des analyses à effectuer sur sol frais, raison pour laquelle les mottes sont directement placées en chambre froide après leur prélèvement.

4.3 Prétraitement des échantillons

La majeure partie des analyses se réalisant sur sol sec, les échantillons de sol perturbés ont donc suivi un prétraitement se décomposant en trois phases. Les échantillons prélevés à la tarière cylindre ont effectivement été séchés avant d'être tamisés. Seule l'analyse de la densité apparente s'est effectuée sur les échantillons de sol frais, prélevés à la bêche.

La phase de prétraitement s'articule comme suit :

- Séchage à température ambiante : le principe est d'étaler les échantillons de sol sur du papier et les faire sécher à l'air libre et à température ambiante.

- Tamisage à 2 mm : cette étape consiste à casser les échantillons de sol à l'aide d'une bouteille en verre utilisée comme rouleau de manière à faire passer les agrégats de sol à travers un tamis métallique de mailles carrées de 2 mm de côté.

5. Analyses

5.1 Partie aérienne

5.1.1 Inventaire et comptage

L'objectif de cette analyse est de faire le relevé visuel des adventices éventuellement encore présentes après la période de destruction. Les traitements peuvent différer par leur efficacité et les espèces qui se sont maintenues en vie ou qui ont pu se développer peuvent également varier selon les traitements.

Un recensement des espèces et de leur nombre fut donc établi en date du 7 mai 2019 pour la destruction de date 1, et le 4 juin 2019 pour la destruction de date 2. Pour ce faire, un cadre carré de 0,7 mètre de côté, correspondant à une surface de 1,5 m^2, fut placé à trois reprises sur chaque petite parcelle. Toutes les espèces présentes ont été identifiées et comptabilisées. Cette observation fut établie au total 108 fois sur la totalité de l'essai.

Il convient de noter que la mesure n'a pas été possible sur la bande de labour de répétition 1 de la première date de destruction, étant donné que, pour des raisons indépendantes de l'analyse, elle avait déjà été hersée et semée.

5.1.2 Taux de couverture

L'étude du taux de couverture est complémentaire à la précédente. Il s'agit, dans ce cas, de déterminer visuellement la surface couverte par les différentes adventices afin de quantifier le résultat apparent des différentes méthodes de destruction. L'analyse consiste à placer un cadre carré de 50 cm de côté, divisé en 100 carrés de 5cm de côté (Figure 8). Ensuite, il faut comptabiliser le nombre de carrés pour lesquels 50% de leur surface au moins est couverte par de la végétation. Un carré recouvert à moitié ou plus est compté comme '1' contre '0' s'il ne l'est pas. De cette manière, un pourcentage de carrés à minimum moitié remplis de

végétation est obtenu. Cela permet d'estimer le taux de couverture et donc l'efficacité du mode de destruction sur la végétation.



Figure 8: Cadre utilisé pour la mesure de couverture du sol, de 50 par 50 cm de côté, divisé en 100 carrés de 5 cm de côté.

Cette mesure fut réalisée le 7 mai 2019 pour les traitements de date 1 et le 7 juin 2019 pour les traitements de date 2. Elle a été exécutée 12 fois par petite parcelle et 15 fois sur chaque moitié de bandes de labour afin de couvrir une surface significative et en déduire une valeur du taux de couverture global sur chaque petite parcelle selon les différents traitements. Il convient de noter que la mesure n'a pas pu être réalisée sur la bande de labour de répétition 1 de la première date de destruction, étant donné que, pour des raisons indépendantes de l'analyse, elle fut déjà hersée et semée. Cette mesure a donc été réalisée 450 fois sur l'ensemble de l'essai.

5.2 Aspect chimique du sol

5.2.1 pH et conductimétrie

La mesure de pH permet de connaître la nature acide ou basique d'une solution, en l'occurrence les solutions de sol, dans le cas présent. Il s'étend sur une échelle logarithmique, représentant la concentration en ions H^+, allant de 0 à 14. Plus la valeur est faible, plus la concentration en protons dans la solution est élevée et le sol acide. Le raisonnement inverse est valable pour un sol basique.

Deux types de pH sont étudiés, il s'agit du pH_{H20} et du pH_{KCl}. Le premier mesure la concentration en protons de la solution du sol et est considéré comme l'acidité réelle du sol alors que le second permet de déterminer l'acidité potentielle du sol. En effet, le sol est placé dans une solution de KCl afin que les cations K^+ prennent la place des cations H^+ fixés sur le

complexe argilo-humique. Le pH_{KCl} mesure donc tant les H^+ expulsés que ceux se trouvant dans la solution de sol.

Pour procéder aux mesures, deux fois 5 g de sol sec et tamisé à 2 mm ont été pesés pour chaque échantillon et placés dans deux pots. Ensuite, 25 mL d'eau distillée ont été ajoutés dans l'un d'eux pour la mesure du pH_{H20} et 25 mL d'une solution de KCl 1M dans l'autre pour le pH_{KCl} afin de former un rapport 1 g : 5 mL. Les pots ont par la suite été agités toutes les 20 minutes pendant une heure, c'est-à-dire quatre fois au total. Après la dernière agitation, l'électrode adéquate est plongée dans le pot approprié et la mesure du pH est notée après stabilisation de la valeur indiquée.

La conductivité (µS/cm) est la capacité d'une solution à conduire un courant électrique. Elle est fonction de la nature des ions et de leur concentration dans la solution du sol, car c'est leur mouvement qui permet le passage du courant. Elle se mesure dans le pot contenant de l'eau déminéralisée, après la 4ième agitation et précédant la mesure du pH_{H2O}. Un conductimètre est plongé dans la solution et la valeur est notée après stabilisation.

Cette manipulation, reprenant les trois mesures (deux pH et la conductivité), a été réalisée sur l'ensemble des échantillons, aux trois profondeurs et pour les deux dates, c'est-à-dire 114 fois.

5.2.2 Capacité d'échange cationique et bases échangeables

La garniture cationique forment le complexe d'échange du sol, essentiel à la fertilité de ce dernier. La capacité d'échange cationique (CEC) mesure la capacité du sol à retenir par adsorption des cations nutritifs pour la plante alors que la garniture cationique fait référence à l'état des réserves directement disponibles pour la nutrition végétale (Delvaux 2018). Ces réserves de cations se distinguent en deux catégories. Il y a, d'une part, les bases échangeables (Na^+, K^+, Ca^{2+} et Mg^{2+}) et, d'autre part, l'acidité d'échange (H^+ et Al^{3+}). Ces deux derniers cations ne contribuent pas à la fertilité du sol car ce ne sont pas des cations d'intérêt pour la plante. En effet, les végétaux produisent des protons pour les échanger contre les cations du sol alors que l'aluminium est source de toxicité. C'est pourquoi seuls les quatre cations premièrement cités sont dosés.

Le protocole se compose de diverses étapes. La première permet de séparer les deux composantes qui forment le complexe d'échange. Par la suite, il est alors possible de doser le taux de saturation en bases échangeables (TSB) et la CEC.

A. Percolations sur colonne de sol :

Une colonne par échantillon est préparée comme suit (Figure 9) :

- 1cm d'ouate tassée
- 5g de sable propre
- un mélange contenant 5g de sol sec et tamisé à 2mm avec 20 g de sable propre
- 5g de sable propre

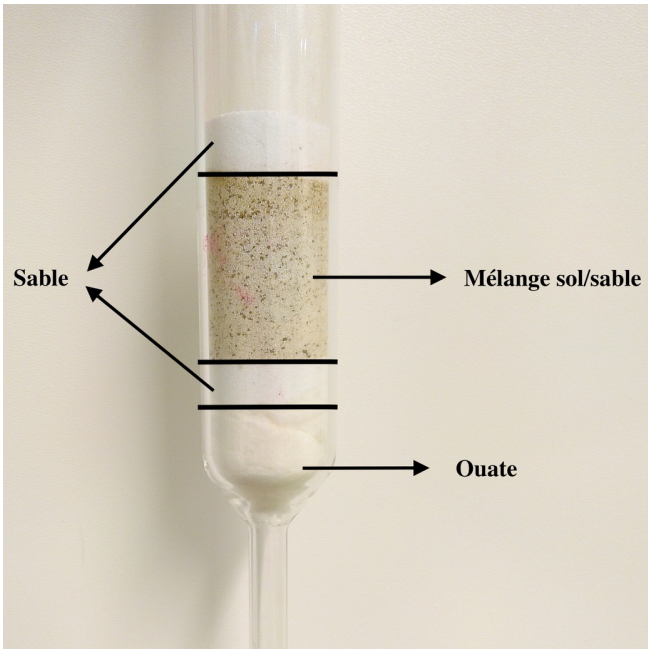


Figure 9: Préparation d'une colonne de sol pour les mesures des bases échangeables et de la CEC

Des colonnes supplémentaires pour lesquelles le mélange est seulement constitué de 20 g de sable propre sont préparées afin de servir de blanc et de déterminer la quantité de bases échangeables qui pourrait provenir du sable ou de l'ouate et non du sol. Cette manipulation a donc été réalisée 122 fois, c'est-à-dire sur les 114 échantillons ainsi que sur 8 blancs.

Sur chaque colonne sont ensuite percolées diverses solutions à la suite :

- 6 x 25 mL de $CH_3COO^-NH_4^+$ (1M) dont le percolat est recueilli dans un ballon jaugé de 250 mL et ajusté au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.
- 5 x 50 mL d'éthanol dénaturé dont le percolat n'est pas conservé.
- 6 x 25 mL de KCl (10%) dont le percolat est recueilli dans un ballon jaugé de 250 mL et ajusté au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.

B. Dosage des cations échangeables par ICP-AES :

La première percolation permet de saturer le sol en ion ammonium afin de désorber les cations échangeables du sol. Le percolat qui en est récolté contient donc ces cations, qui sont dosés par spectrométrie d'émission plasma à couplage inductif (ICP-AES). Pour ce faire, une

droite de calibration est établie à l'aide de standards permettant de relier l'émission à la concentration en électrolytes.

C. Mesure de la CEC par test ammonium :

La dernière percolation permet de désorber le NH_4^+ qui est recueilli dans le percolat, lui-même dosé pour quantifier la CEC du sol par colorimétrie. Pour ce faire, un test ammonium est réalisé. Celui-ci consiste à déterminer la concentration en NH_4^+ dans le percolat via une droite d'étalonnage couplant l'absorbance de la solution à 630 nm à la concentration de certains standards établis auparavant. Il faut néanmoins diluer 50 fois le percolat afin que les concentrations se situent dans la gamme de concentrations couverte par les standards.

5.2.3 Azote potentiellement lessivable

L'analyse de l'APL a été effectuée par l'asbl Protect'eau, dans un laboratoire de l'UCL situé à la ferme de Marbaix. Dans le cadre de cette étude, l'ASBL étudie les quantités de reliquats azotés libérées lors d'une destruction de prairie et l'influence qu'une exploitation maraichère ultérieure à cette destruction joue sur ceux-ci. Le protocole concernant la mesure des reliquats azotés est celui inscrit dans un arrêté ministériel datant de février 2013. Ce dernier porte sur certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au «survey surfaces agricoles» en application du chapitre IV de la partie réglementaire du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau (Annexe 3).

Les échantillons analysés par Protect'eau ne proviennent pas des prélèvements précédemment décrits, bien que ceux-ci soient également composites. Ils ont été réalisés par six coups de sonde cylindrique manuelle par petite parcelle ou par deux coups de sonde lorsque celle-ci est hydraulique. De plus, les dates de prélèvements diffèrent afin d'obtenir un suivi de la libération de ces reliquats azotés. Trois horizons (0-30cm / 30-60cm / 60-90cm) ont été sondés le 12 décembre 2018 afin d'avoir des informations sur la situation de départ. Par la suite, seuls deux horizons ont été sondés pour cette mesure. Le premier pour les 30 premiers centimètres de sol et le second pour une profondeur allant de 30 à 90cm. Ces prélèvements ont été réalisés en date du 6 mars, 14 mai et 1er juillet 2019. Des précisions concernant la localisation des prélèvements d'échantillons sont données en annexe 4.

5.2.4 Carbonates

Le carbone total reprend le carbone du sol sous ses deux formes, c'est-à-dire le carbone organique et le carbone inorganique. Le premier est celui qui compose la matière organique du sol alors que le second est associé au carbone minéral, plus communément appelé carbonate $(CO_3)^{=}$, présent dans les sols calcaires.

Afin de différencier les deux pools de carbone au sein du sol, il faut vérifier le pH de ce sol. En effet, la mesure du pH fournit une indication sur le type de sol. Autrement dit, un sol calcaire, contenant donc des carbonates, a tendance à être basique alors qu'un sol non calcaire est, lui, plutôt acide, car ne contenant pas de carbonates. La connaissance du pH est donc révélatrice d'une éventuelle présence de carbonates. Au vu des pH $_{H2O}$ observés pour les échantillons, variant entre 6,4 et 7,2, la présence de carbonates est plausible au sein de certains échantillons. Cependant, ils furent tous l'objet d'un test qualitatif de présence aux carbonates.

Ce test est assez élémentaire et fournit un résultat binaire pour chaque échantillon analysé. Quelques gouttes d'HCl (10%) sont versées sur chaque échantillon de sol sec et tamisé. L'éventuelle présence de carbonate est confirmée à l'apparition de bulles de gaz issues de la réaction suivante :

$$CO_{3(s)}^{=} + 2\,HCl_{(aq)} \rightarrow CO_{2(g)} + H_2O_{(l)} + 2\,Cl_{(aq)}^{-} \quad \textit{(Eq. 4)}$$

En cas de résultat négatif et donc en l'absence de bulles de gaz, cela signifie qu'il n'y a pas de carbonate dans l'échantillon et cela implique que le carbone organique du sol correspond au carbone total.

5.2.5 Carbone et azote total

Les analyses du carbone total et de l'azote total ont été réalisées par le laboratoire de l'ASBL Centre de Michamps dans le cadre d'un projet visant à développer une base de données de prédiction de potentiel de minéralisation. Les échantillons analysés proviennent des mêmes prélèvements que ceux utilisés pour l'analyse APL par Protect'eau. Seulement, deux types de protocoles ont été suivis pour déterminer les valeurs de carbone et d'azote total. Les échantillons des prélèvements en date du 12 décembre ont été analysés par dosage selon la méthode Kjeldahl pour l'azote et la méthode Walkley-Black pour le carbone. Les échantillons prélevés ultérieurement ont été dosés par spectrométrie NIR, à Michamps également. Ce dosage par spectrométrie NIR compare le spectre proche infra-rouge (NIR) des échantillons avec une base de données de spectres NIR dont les teneurs effectives en C et N associées ont été mesurées en laboratoire au préalable (Requasud 2016).

Ces analyses ne couvrent pas la totalité de l'essai car les échantillons ne peuvent être analysés que dans un certain laps de temps après prélèvements. En effet, la prise du spectre n'est plus valide au-delà de 5 jours. Des précisions concernant la localisation des prélèvements d'échantillons effectivement analysés sont données en annexe 4. Il a été donc décidé de recourir à une analyse supplémentaire pour doser le carbone organique, sur les échantillons de l'horizon 0-15 cm prélevés en fin de destruction pour chacune des deux dates. La détermination du carbone peut être déduite de la teneur en matière organique. La mesure de celle-ci s'effectue par perte au feu selon les modalités suivantes :

- Prendre la tare d'un creuset en porcelaine
- Y ajouter entre 3 et 4 g de sol tamisé à 2 mm et noter la masse exacte (m_i)
- Placer le creuset à l'étuve (105°C) pendant une nuit afin de déterminer la teneur en eau
- Le sortir de l'étuve et le déposer dans un dessicateur le temps qu'il refroidisse
- Le peser (m_e) et déterminer ainsi la teneur en eau (θ)

$$\theta\ [\%] = \frac{m_i - m_e}{m_i} \quad \textit{(Eq. 5)}$$

- Introduire le creuset dans un four et augmenter la température jusque 500°C
- Après une nuit, sortir le creuset et le déposer dans un dessicateur
- Le peser (m_p) et déterminer ainsi le taux de matière organique (MO)

$$MO\ [\%] = \left(m_i - m_p\right) * 100 \quad \textit{(Eq. 6)}$$

- La teneur en carbone organique en est ensuite déduite via un facteur de conversion.

Cette manipulation a été réalisée pour l'ensemble des traitements uniquement pour la première profondeur, c'est-à-dire celle de 0-15 cm. Cela représente donc 38 échantillons au total.

5.3 Aspect physique du sol

5.3.1 Granulométrie

En raison de la constance de la granulométrie à l'échelle humaine et afin d'éviter les manipulations laborieuses associées à l'analyse de celle-ci, il a été admis que les résultats émanant du mémoire de B. Delvaux (1978) seraient satisfaisants. Le protocole suivi à l'époque est décrit dans ce mémoire (« *De l'influence du facteur anthropique sur les propriétés pédologiques des udalfs en région limoneuse brabançonne* »).

Il pourrait être opportun de se poser la question de la fiabilité dans le temps de ces résultats car ils datent de plus de 40 ans mais l'évolution de la granulométrie est si lente que ce laps de temps n'a pas d'influence sur ceux-ci. Certes, les traitements de destruction de prairie effectués auront des conséquences sur certaines propriétés du sol mais ne vont pas impacter la granulométrie.

5.3.2 Densité apparente

La densité apparente décrit le rapport entre la masse d'un échantillon de sol et le volume de cet échantillon. Elle est déterminée par une méthode basée sur celle de Blavet et Fardoux (1993). Cette dernière préconise l'utilisation de matériel sec. Or, du matériel frais est utilisé dans ce cas-ci afin de conserver la structure des agrégats. La logique reste identique et se base sur le principe d'Archimède afin de déterminer le volume de l'agrégat.

Le protocole se compose de trois étapes successives et ne s'intéresse qu'à la profondeur 0-15 cm, profondeur des mottes de terres prélevées. Les manipulations ont débuté le lendemain du prélèvement des mottes, c'est-à-dire le 1er mai 2019 et le 10 juin 2019 pour respectivement, les traitements de date 1 et 2. La manipulation a été réalisée 84 fois en sachant que la mesure ne fut pas réalisable sur la bande de labour de répétition 1 de la première date de destruction, celle-ci étant déjà hersée et semée lors de cette analyse.

- Prélèvement des agrégats et immersion :

Les mottes sont retirées de la chambre froide et sont décomposées afin d'extraire deux agrégats de sol issus de la même motte en prenant soin de les prélever au centre de celle-ci pour limiter les effets de compaction par la bêche. Ces deux agrégats sont placés dans un pot et pesés avant d'être immergés progressivement par du pétrole lampant. Cette phase d'immersion dure 24 h afin que l'agrégat soit totalement imbibé.

- Mesure de la poussée hydrostatique :

La période d'immersion achevée, l'agrégat est dégorgé de l'excès de pétrole à sa surface et placé dans une passoire qui elle-même est trempée dans un berlin rempli de pétrole lampant. Ce dernier est disposé sur une balance de façon à mesurer le poids du volume de fluide déplacé lors de la submersion de l'agrégat (Figure 10).



Figure 10: Appareillage pour la mesure de densité apparente

- Séchage de l'agrégat et pesée :

Une fois le poids noté, l'agrégat est ôté de la passoire et déposé dans un pot. Ce dernier est placé à l'étuve, préalablement chauffée à la température de 105°C, pour une durée de 24h. Après cette période, il est récupéré et placé dans un dessiccateur le temps d'être pesé. La masse notée correspond à la masse sèche du sol, qui intervient dans l'équation de la densité apparente du sol $\rho_b = \frac{m_s}{V}$. Le volume apparent de l'agrégat est, lui, défini par l'équation de la poussée d'Archimède suivante :

$$P_a = m_f * g = \rho_f * V * g \quad \textit{(Eq. 6)}$$

Où,

- P_a : poussée d'Archimède [N]
- m_f : masse du volume de fluide déplacé [kg]
- g : gravité terrestre [m/s^2]
- ρ_f : masse volumique du pétrole lampant [kg/m^3]
- V : volume du fluide déplacé et donc volume apparent de l'agrégat [m^3]
- m_s : masse de l'agrégat sec [kg]

5.3.3 Stabilité structurale

La stabilité structurale d'un sol se rapporte à sa sensibilité à la dégradation physique. Cette dernière n'est pas mesurée directement dans le protocole suivant, adapté du test d'instabilité structurale de Henin (1958) qui fut modifié par Bonneau et al. (1979). Ce test permet d'obtenir le pourcentage d'agrégats stables supérieurs à 0,2mm. Le protocole expliqué ci-après est celui effectué au laboratoire ECAV et pour lequel seule la résistance de la structure du sol à l'attaque de l'eau déminéralisée est analysée.

Ce test consiste, pour chaque échantillon, à prélever 5 g de sol sec et tamisé à 2mm (la masse exacte est notée) et le placer dans un erlenmeyer de 750 mL auquel il faut ajouter vigoureusement 100 mL d'eau distillée. Après une période de repos de 30 minutes, 200 mL d'eau déminéralisée sont ajoutés à l'erlenmeyer dont l'ouverture est ensuite obturée par du parafilm. Il s'en suit alors 20 retournements successifs énergiques, appliqués à vitesse constante. La suspension est alors déversée sur un tamis de 200 µm, lui-même installé sur un appareil de Féodoroff surplombant un cristalloir (Figure 11). Il faut prêter attention à ce que la toile du tamis soit constamment immergée dans l'eau du cristalloir. L'appareil de Féodoroff permet, grâce à la manivelle, d'imprimer au tamis des mouvements verticaux et hélicoïdaux simultanément au sein du cristalloir. Il faut réaliser 30 tours de manivelle en 30 secondes, à vitesse constante, avant de récupérer les agrégats restant sur le tamis, les sécher 48h à l'étuve à 105°C et les peser.

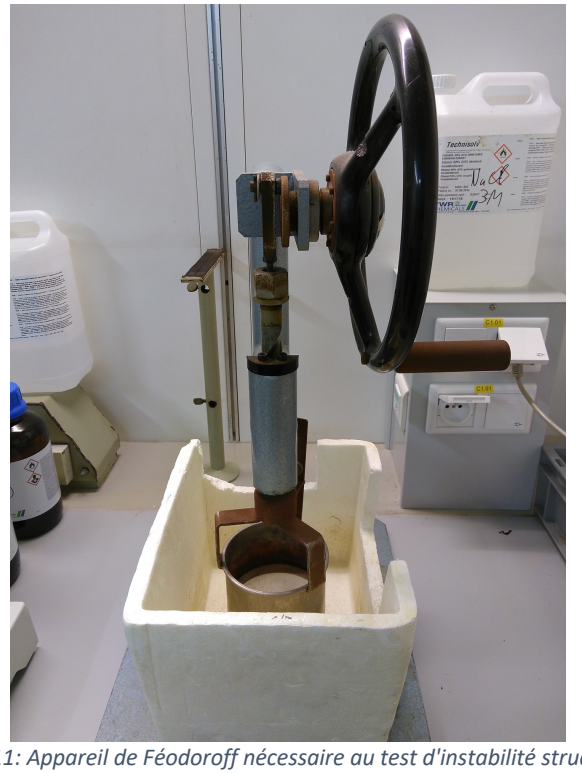


Figure 11: Appareil de Féodoroff nécessaire au test d'instabilité structurale

La connaissance des fractions texturales du sol combinée aux résultats de cette expérience permettent de calculer l'instabilité structurale du sol étudié via l'équation ci-dessous. Les valeurs de cet indice d'instabilité peuvent parcourir une gamme allant de 0,1 (très stable) à 100 (très instable).

$$I_s = \frac{F}{G} \quad \textit{(Eq. 7)} \qquad avec \qquad F = A + LF \qquad et \qquad G = Ag - 0{,}9 * SG$$

Où,

- I_s : indice d'instabilité du sol [-]
- F : pourcentage d'éléments fins inférieurs à 20µm [% masse]
- G : fraction grossière de l'échantillon [% masse]
- A : fraction argileuse de l'échantillon [%]
- LF : fraction de limons fins de l'échantillon [%]
- Ag : pourcentage d'agrégats stables supérieurs à 200 µm [% masse]
- 0,9 : coefficient de correction qui soustrait 90% des sables grossiers des agrégats stables. La fraction de sables grossiers n'est pas totalement soustraite car elle favorise légèrement la stabilité.
- SG : fraction de sables grossiers de l'échantillon [%]

Cette manipulation a été réalisée pour l'ensemble des traitements uniquement pour la première profondeur, c'est-à-dire celle de 0-15 cm. Cela représente donc 38 échantillons au total.

5.3.4 Pénétrométrie

La mesure de la pénétrométrie permet de fournir une indication sur l'état de compaction d'un sol. Elle est effectuée par un testeur de compactage des sols, aussi nommé pénétromètre, de la marque américaine ArgaTronix. Celui-ci indique quelle pression est appliquée lors de l'enfoncement de la tige dans le sol. Il faut exercer une pression verticale suffisante sur l'appareil afin de faire pénétrer la pointe de manière lente et constante. L'aiguille indique sur le cadran la pression appliquée nécessaire à la pénétration de la tige dans le sol (Figure 12). Cela aboutit à un aperçu du profil de compaction du sol en fonction de la profondeur (0-60cm) et cela permet d'adapter le type de culture au type de sol en fonction de la profondeur de pénétration des racines de l'une ou l'autre variété.

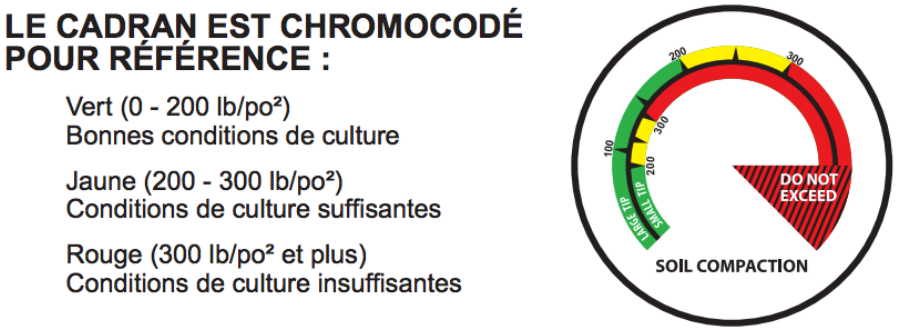


Figure 12: Cadran de lecture de pression du pénétromètre ArgaTronix et échelle associée. Les unités de pression utilisées sont les livres par pouce carré [lb/po²]. La conversion en bar est possible par le facteur 0,0689476. (ARGATRONIX - Manuel d'utilisation 2015)

Cette mesure fut réalisée le 10 mai 2019 pour les traitements de date 1 et ne fut malheureusement pas exécutée pour les traitements de date 2 en raison de la faible disponibilité de l'appareil. La mesure fut réalisée cinq fois par petite parcelle dans chaque la zone d'échantillonnage. Cela permet, d'une part, d'obtenir un profil de compaction moyen et d'autre part, de limiter les effets de bords potentiels.

Il convient de noter que la mesure n'a pas été possible à réaliser sur la bande de labour de répétition 1 de la première date de destruction étant donné que, pour des raisons indépendantes de l'analyse, elle fut déjà hersée et semée. Cela donne donc un total de 85 mesures.

5.4 Résumé des analyses

La ligne du temps (Figure 13) permet de placer chronologiquement et décrire les principales manipulations qui ont eu lieu sur le site de l'essai. Le détail des analyses associées à chaque prélèvement est donné par après (Tableau 1).

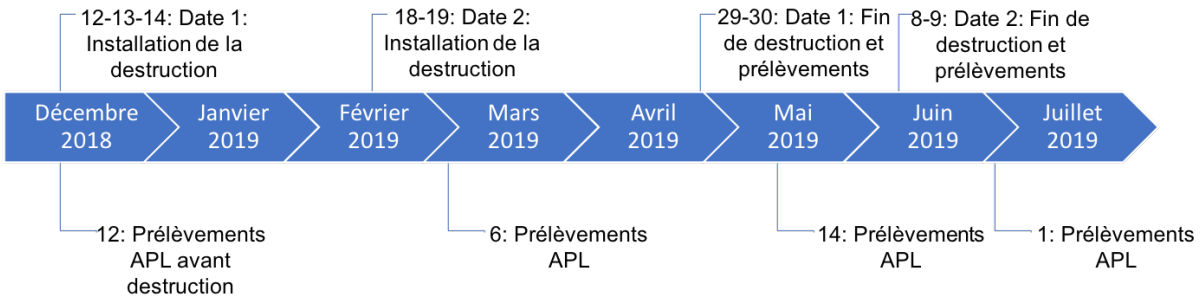


Figure 13: Chronologie des réalisations in-situ

Tableau 1: Résumé des analyses effectuées

Paramètre	Date de prélèvements /analyses	Profondeurs	Date de traitement	Nombre de mesures
Inventaire et comptage	D1 :7 mai 2019 D2 : 4 juin 2019	X	Date 1 / Date 2	108
Taux de couverture	D1 : 7 mai 2019 D2 : 7 juin 2019	X	Date 1 / Date 2	450
pH $_{H20}$	D1 : 29-30 avril 2019 D2 : 8-9 juin 2019	0-15cm / 15-30cm / 30-60cm	Date 1 / Date 2	114
pH $_{KCl}$	D1 : 29-30 avril 2019 D2 : 8-9 juin 2019	0-15cm / 15-30cm / 30-60cm	Date 1 / Date 2	114
Conductivité	D1 : 30 avril 2019 D2 : 9 juin 2019	0-15cm / 15-30cm / 30-60cm	Date 1 / Date 2	114
CEC et bases échangeables	D1 : 29-30 avril 2019 D2 : 8-9 juin 2019	0-15cm / 15-30cm / 30-60cm	Date 1 / Date 2	114
APL	Voir Annexe 4	Voir Annexe 4	Date 1 / Date 2	127
Carbonates	D1 : 29-30 avril 2019 D2 : 8-9 juin 2019	0-15cm / 15-30cm / 30-60cm	Date 1 / Date 2	114
Carbone total (Michamps)	Voir Annexe 4	0-30cm	Date 1 / Date 2	19
Carbone organique	D1 : 29-30 avril 2019 D2 : 8-9 juin 2019	0-15cm	Date 1 / Date 2	38
Azote total (Michamps)	Voir Annexe 4	0-30cm	Date 1 / Date 2	19
Densité apparente	D1 : 1 mai 2019 D2 : 10 juin 2019	0-15cm	Date 1 / Date 2	84
Stabilité structurale	D1 : 29-30 avril 2019 D2 : 8-9 juin 2019	0-15cm	Date 1 / Date 2	38
Pénétrométrie	D1 : 10 mai 2019	0-60cm	Date 1	85

5.5 Analyse statistique

Tout d'abord, des contraintes techniques de mise en place de l'essai ne permettent pas d'obtenir trois blocs de répétitions contenant chacun des traitements de destruction. Seules les techniques de destruction par occultation font effectivement partie du bloc aléatoire complet. Pour pallier ce problème, le dispositif de l'essai peut être assimilé à un split-plot augmenté avec imputation par moyenne pour les données manquantes. Cela permet de considérer que les bandes de labour ont été également répétée trois fois en attribuant à cette troisième bande fictive la moyenne de la variable mesurée sur les deux autres.

Ensuite, le traitement statistique de l'ensemble des données a été effectué avec le logiciel Rstudio ainsi que le logiciel Microsoft Excel. Pour chaque variable analysée, la moyenne et l'écart-type ont été calculés en fonction de la profondeur d'échantillonnage, de la date de destruction et du type de traitement. Une analyse de la variance (ANOVA) a été établie afin de déterminer l'existence de facteurs (appelés également variables qualitatives ou explicatives) influençant la variable analysée (appelée variable quantitative ou à expliquer) et de connaitre le niveau de significativité de cette influence potentielle.

Les variables à expliquer sont les suivantes : Conductivité, pH_{H2O}, pH_{KCl}, CEC, taux de saturation en bases échangeables, APL, teneur en carbone, instabilité structurale, densité apparente et pénétrométrie. Deux types d'ANOVA ont été réalisées :

- Anova I, à un facteur, qui est le type de traitement, se déclinant en différents niveaux : bâche silo, foin, bâche tressée, feuilles, bâche silo (SN) et labour.
- Anova II, à deux facteurs, le traitement et la date de destruction, qui se décline en deux niveaux : date 1 et date 2.

Afin de déterminer l'influence d'un facteur sur une variable quantitative, le modèle ANOVA se base sur un test de Fisher qui teste l'hypothèse suivante :

H_0 (hypothèse nulle) : les moyennes de la variable étudiée sont égales pour tous niveaux du facteur.

Si la p-valeur obtenue par le test est inférieure à 0.05, l'hypothèse nulle est rejetée. Cela signifie qu'au moins une des moyennes est significativement différente des autres.

Par la suite, afin de connaitre quel est ou quelles sont les moyennes qui diffèrent et donc quel est ou quels sont les traitements qui diffèrent significativement entre eux, il faut appliquer un test *multiple comparisons : Tukey*. Ce dernier va tester l'ensemble des moyennes pour les différents niveaux du facteur, en l'occurrence les traitements. Ce test d'hypothèse fournit également une p-valeur qui, lorsqu'elle est inférieure à 0.05, permet de rejeter l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes. Il est ensuite possible de grouper ces moyennes selon le niveau de similitude. Les résultats de ces tests sont en annexe 7.

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Cette partie porte sur la présentation des résultats obtenus par les différentes analyses selon les horizons sondés et la date de destruction. Les résultats des analyses statistiques effectuées sur ces données sont disponibles en annexe 7, alors que les discussions y étant associées se trouvent dans cette partie.

1. Analyses

1.1 Partie aérienne

1.1.1 Inventaire et comptage

Les deux tableaux qui suivent font état, selon la date de destruction, du nombre et du type d'adventice observable sur une surface de 1,5 m^2. Ces chiffres proviennent des observations effectuées en fin de destruction . Ceci permet de témoigner de l'efficacité du traitement sur le développement des adventices mais également la sensibilité d'un traitement à une adventice particulière.

Tableau 2: Inventaire et comptage par traitement en date 1. Les chiffres représentent le nombre moyen d'adventices retrouvées dans une surface de 1,5 m^2.

	DATE 1					
Nom adventice	**T1 : Bâche silo**	**T2 : Foin**	**T3 : Bâche tressée**	**T4 : Feuilles**	**T5 : Bâche silo(SN)**	**Labour**
Achillée millefeuille *(Achillea millefolium L.)*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
Camomille *(Chamaemelum nobile)*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Charme *(Carpinus betulus)*	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5
Chêne *(Quercus)*	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
Erable *(Acer)*	0,0	0,1	0,0	12,6	0,0	0,0
Grand plantain *(Plantago major)*	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2
Morelle noire *(Solanum nigrum)*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
Mourrons des oiseaux *(Stelleria media)*	0,0	0,9	2,0	0,0	0,0	2,3
Pâturin des près *(Poa pratensis)*	0,0	12,6	0,4	0,0	0,0	0,8
Pissenlit *(Taraxacum officinale)*	0,2	5,3	6,7	6,4	0,1	4,2
Ray-grass ang. *(Lolium perenne)*	0,0	0,9	0,1	1,1	0,0	0,0
Renoncule rampante *(Ranunculus repens)*	0,0	0,2	0,6	0,0	0,0	0,3
Renouée *(Polygonum)*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
Trèfle rampant *(Trifolium repens)*	0,0	1,4	3,6	0,4	0,0	0,2
Gram. indéterminée	0,0	0,3	8,6	0,3	0,0	0,0
TOTAL	0,2	21,9	22,0	21,6	0,1	11,7

Pour la date 1, il apparait que les traitements *T1 : bâche de silo* et *T5 : bâche de silo (Sol Nu)* sont efficaces vu le faible nombre total d'adventices retrouvées sur l'ensemble des petites parcelles de ces traitements. Seul le pissenlit s'est développé sur ces types de traitements. Cette espèce est d'ailleurs la plus représentée tout traitement confondu et cela témoigne de l'importante banque de graines de cette espèce dans un sol de prairie. Ce tableau atteste également que les traitements *T2 : foin*, *T3 : bâche tressée* et *T4 : feuilles* ont un total d'adventices relevées assez élevé. Au-delà de la part non négligeable de pissenlits présents pour ces trois traitements, chacun de ceux-ci semble favoriser le développement d'une espèce en particulier. Pour le traitement *T2 : foin*, un nombre élevé de pâturins des prés a été recensé. Cela s'explique aisément par la banque de graines importante qui se trouve au sein de ce foin répandu sur la petite parcelle. En ce qui concerne le traitement *T3 : bâche tressée*, les graminées indéterminées sont fortement représentées et n'ont pas pu être identifiées à cause de leur mauvais état. De plus, les adventices présentes sur ce traitement se sont développées essentiellement au milieu de chaque petite parcelle, aux interstices créés entre les bâches par le vent. Enfin, le traitement *T4 : feuilles*, révèle la dominance de la germination d'érables issus de l'apport de feuilles pour former la couche occultante. Quant au *labour*, il faut rappeler qu'une seule des deux bandes a pu être analysée étant donné que l'autre fut déjà hersée et semée avant cette analyse. Les résultats concernant ce traitement montrent que de multiples variétés d'adventices se développent, car le labour permet la remontée de graines dans les horizons supérieurs du sol, favorisant leur germination.

Tableau 3: Inventaire et comptage par traitement en date 2. Les chiffres représentent le nombre moyen d'adventices retrouvées dans une surface de 1,5 m2.

DATE 2

Nom adventice	T1 : Bâche silo	T2 : Foin	T3 : Bâche tressée	T4 : Feuilles	T5 : Bâche silo(SN)	Labour
Bourse à pasteur *(Capsella)*	0,8	0,7	0,0	0,0	0,0	0,2
Camomille *(Chamaemelum nobile)*	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6
Charme *(Carpinus betulus)*	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
Paturin annuel *(Poa annua)*	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,7
Paturin commun *(Poa trivialis)*	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
Pâturin des près *(Poa pratensis)*	0,0	1,3	0,1	1,8	0,0	0,1
Pissenlit *(Taraxacum officinale)*	0,8	4,6	0,1	4,9	0,0	3,6
Ray-grass ang. *(Lolium perenne)*	0,0	0,6	0,1	1,7	0,0	1,3
Renoncule rampante *(Ranunculus repens)*	0,1	0,3	0,0	0,4	0,0	1,2
Renouée des oiseaux *(Polygonum aviculare)*	1,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2
Trèfle rampant *(Trifolium repens)*	0,2	0,9	0,0	0,3	0,0	1,5
Gram. indéterminée	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
TOTAL	4,1	7,9	0,3	10,2	0,0	9,7

Les résultats provenant de la destruction de date 2 confirment ce qui apparait en date 1. Le pissenlit est une nouvelle fois l'espèce la plus représentée bien qu'elle ne soit majoritairement présente que sur les traitements *T2 : foin*, *T4 : feuilles* et *labour*. Les individus comptés pour le *T1 : bâche silo* sont tous issus de la petite parcelle de répétition 1, dont la bâche fut ôtée quelques jours avant le relevé, pour des raisons inconnues et indépendantes de l'analyse. Ces chiffres sont donc à imputer à cette particularité car les deux autres petites parcelles ainsi que les trois du traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu)* appuient ce qui a été témoigné en date 1, c'est-à-dire, une efficacité de la destruction par bâche et une germination d'adventices très faible. Les observations relatives aux *T2 : foin* et *T4 : feuilles* sont cependant différentes par rapport à la date 1. Le pissenlit a ici dominé, ne laissant pas la possibilité aux autres espèces de s'implanter sur ces traitements. Quant au traitement *T3 : bâche tressée*, il semblerait que la destruction ait été plus efficace qu'en date 1. Ceci est dû à une meilleure gestion du recouvrement des bâches sur la partie centrale des petites parcelles et donc une sensibilité au vent réduite. Enfin, les observations relatives au traitement par *labour* sont semblables à ce qui est observé en date 1, à savoir qu'une grande variété d'adventices se développe avec la présence majoritaire du pissenlit.

1.1.2 Taux de couverture

La première variable des deux tableaux qui suivent indique la somme des carrés recouverts à minimum 50% par de la végétation, pour les 12 observations sur chacune des trois petites parcelles de chaque traitement. Seul le *labour* comptait 15 observations sur chaque moitié des deux répétitions. La seconde variable présente le rapport de cette somme sur la surface totale couverte par cette analyse.

Tableau 4: Somme des carrés à minimum 50% recouverts et taux de couverture par traitement en date 1. Les observations effectuées pour les traitements T1 à T5 et pour le traitement par labour sont respectivement de 36 et 30.

	DATE 1					
	T1 : Bâche silo	**T2 : Foin**	**T3 : Bâche tressée**	**T4 : Feuilles**	**T5 : Bâche silo(SN)**	**Labour**
Somme des carrés à min. 50% recouverts	0	640	119	476	0	163
% de surface recouverte de min de moitié	0	18	3	13	0	5

Ce tableau, couplé avec l'analyse précédente, permet de mettre en exergue le développement des adventices répertoriées lors de l'inventaire. Les résultats des traitements *T1-T5 : bâche silo – (Sol Nu)* montrent que la destruction fut efficace avec un taux de couverture nul. Le traitement *T2 : foin* permet la germination d'adventices ainsi que leur développement, tout comme le traitement *T4 : feuilles*. Cela s'explique par l'épaisseur de la couche de foin et de

feuilles qui n'est pas homogène sur toute la surface et qui laisse ainsi des zones accessibles à la lumière et donc propices au développement de la végétation. Les résultats du traitement *T3 : bâche tressée* confirment ce qui a été développé précédemment. Malgré le nombre important d'adventices germées, leur développement ne fut que limité et ces adventices ne furent réparties que sur une seule zone, la bande centrale au niveau de la superposition des deux bâches. Quant au *labour*, l'importante variété d'adventices présentes se couple avec un taux de couverture non négligeable qui témoigne du développement de ces adventices.

Tableau 5: Somme des carrés à minimum 50% recouverts et taux de couverture par traitement en date 2. Les observations effectuées pour les traitements T1 à T5 et pour le traitement par labour sont respectivement de 36 et 60.

	DATE 2					
	T1 : Bâche silo	**T2 : Foin**	**T3 : Bâche tressée**	**T4 : Feuilles**	**T5 : Bâche silo(SN)**	**Labour**
Somme des carrés à min. 50% recouverts	3	668	46	1783	0	776
% de surface recouverte de min de moitié	0	19	1	50	0	13

Les résultats de la date 2 sont relativement identiques à ceux de date 1, du moins pour les traitements *T1-T5 : bâche silo – (Sol Nu)*, *T2 : foin* et *T3 : bâche tressée*. Cependant, pour le traitement *T4 : feuilles*, une nette augmentation s'observe et s'explique par la procédure différente lors de l'application de la couche de feuilles. Pour rappel, l'apport de feuilles sur chaque petite parcelle s'est fait à la brouette plutôt que par l'épandeur à fumier comme ce fut le cas lors de la date 1. La totalité des feuilles récoltées et destinées à cet essai a malheureusement été utilisée pour convertir les soles voisines, à d'autres fins que cet essai. Il a donc fallu prélever des feuilles sur ces soles pour les placer sur les petites parcelles de traitement *T4 : feuilles* de l'essai. Suite à cette procédure différente, la couche de feuilles fut beaucoup moins dense et donc beaucoup plus sensible au vent. De nouveaux dépôts de feuilles furent d'ailleurs nécessaires lors de la période de destruction. Les résultats élevés témoignent donc de cette sensibilité au vent pour les petites parcelles du traitement *T4 : feuilles* de date 2 et donc du développement plus équivoque d'adventices.

1.1.3 Discussion globale

Les résultats de l'analyse de la partie aérienne permettent de caractériser l'efficacité des traitements par méthode d'occultation. En effet, ces résultats mettent en avant la qualité d'occultation des deux types de bâche. Les traitements *T1 : bâche silo - T5 : bâche silo (SN)* se distinguent légèrement du traitement *T3 : bâche tressée*. Cette petite différence s'explique par deux facteurs. D'une part, l'absence totale de lumière et d'échange direct d'eau et gaz que permet la bâche de silo diminue considérablement le potentiel de germination et de

développement d'adventices. D'autre part, le format de la bâche de silo dont les dimensions couvrent idéalement celles de la petite parcelle, ce qui n'est pas le cas de la bâche tressée (T3). De ce fait, les traitements *T1 : bâche silo - T5 : bâche silo (SN)* sont moins sensibles aux bourrasques de vent et cela a permis de maintenir des conditions de destruction plus régulières. En opposition à ces conditions de destruction stables, se trouvent les traitements *T2 : foin* et *T4 : feuilles* pour lesquels les couches de, respectivement, foin et feuilles, ne sont pas homogènes. En effet, la densité ainsi que l'épaisseur (et même la procédure d'application pour le *T4 : feuilles*) présentent des variations inter- mais également intra-petites parcelles. Ce sont ces variations qui expliquent la germination et le développement d'adventices car l'accès à la lumière en certaines zones a permis l'éclosion d'adventices. Quant au *labour*, il semblerait que cette méthode de destruction favorise la germination d'un plus grand type de graines, stockées dans les horizons plus profonds et remis à la surface par le retournement.

1.2 Aspect chimique du sol

1.2.1 pH $_{(H2O)}$, pH $_{(KCl)}$ et conductivité électrique

Pour ces trois variables analysées, des ANOVA II ont été réalisées afin de déterminer si les facteurs 'date' et 'traitement' ont une influence significative sur les mesures. Pour certaines de ces variables, il apparait qu'aucun facteur n'est significatif alors que pour les autres, ils le sont tous les deux. Pour ces dernières, il a été décidé d'effectuer une ANOVA I en séparant les données par date de destruction pour pouvoir analyser uniquement l'effet du facteur traitement. La présence d'étiquettes (A, AB, B, BC, C) signifie que le facteur traitement est significatif pour cette ANOVA I et les lettres associées font état des groupes établis par le test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I.

L'analyse statistique étant relativement biaisée pour les variables analysées ici, seule une brève analyse descriptive de ces résultats est donnée ci-dessous. Les raisons de ce biais sont explicitées par après. Toutefois, avec une certaine prise de recul sur ces résultats et leur interprétation dans leur globalité, certaines tendances se démarquent. Celles-ci sont également décrites par la suite.

Destruction de date 1

Pour les échantillons de profondeur 0-15 cm de la destruction de date 1, la mesure du $pH_{(H2O)}$ oscille entre 6,51 et 6,85 et celle du $pH_{(KCl)}$ entre 6,49 et 6,77. Les mesures de conductivité se trouvent dans une gamme allant de 619 à 702 µS/cm (Figure 14).

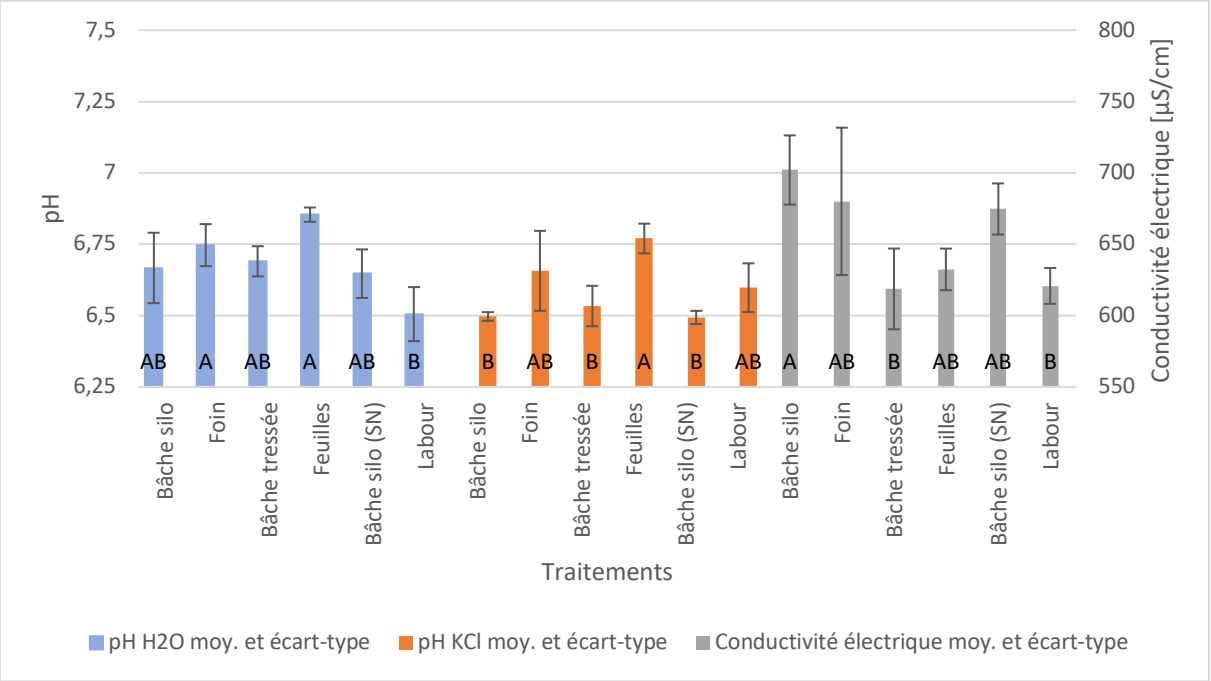


Figure 14: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 1 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Pour les échantillons de profondeur 15-30 cm de la destruction de date 1, la mesure du $pH_{(H2O)}$ oscille entre 6,88 et 6,92 et celle du $pH_{(KCl)}$ entre 6,69 et 6,82. Les mesures de conductivité se trouvent dans une gamme allant de 589 à 653 µS/cm (Figure 15).

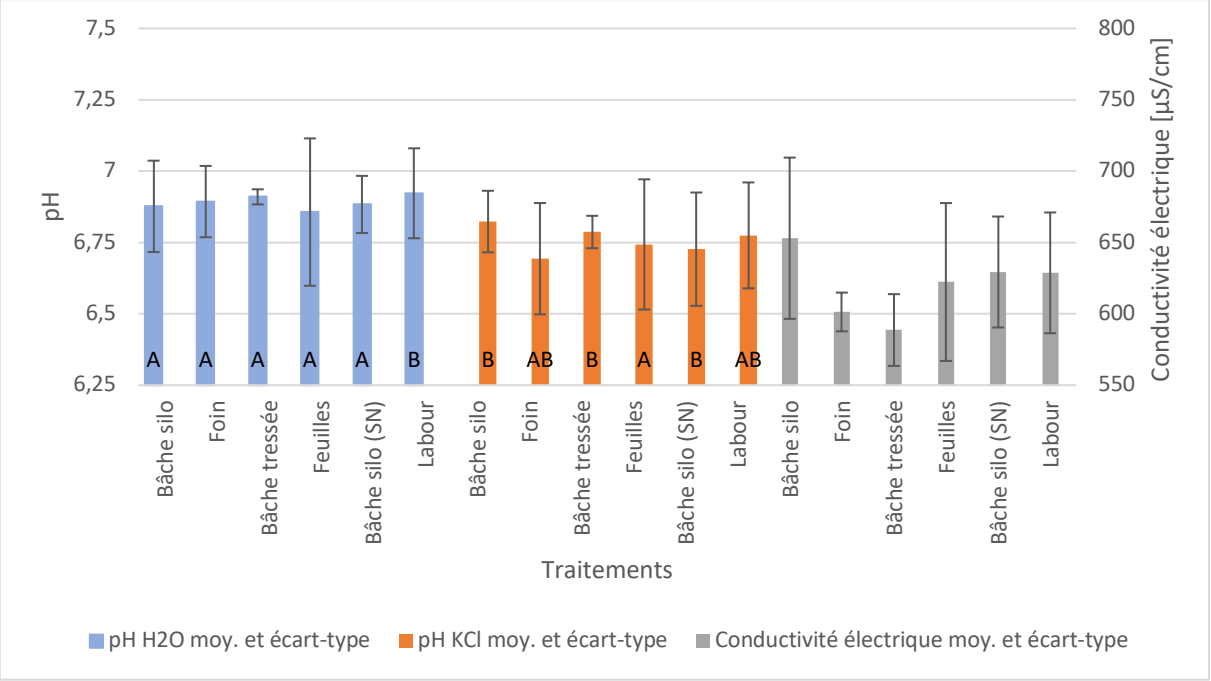


Figure 15: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 1 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Pour les échantillons de profondeur 30-60 cm de la destruction de date 1, La mesure du $pH_{(H2O)}$ oscille entre 7,02 et 7,12 et celle du $pH_{(KCl)}$ entre 6,81 et 6,98. Les mesures de conductivité se trouvent dans une gamme allant de 575 à 616 µS/cm (Figure 16).

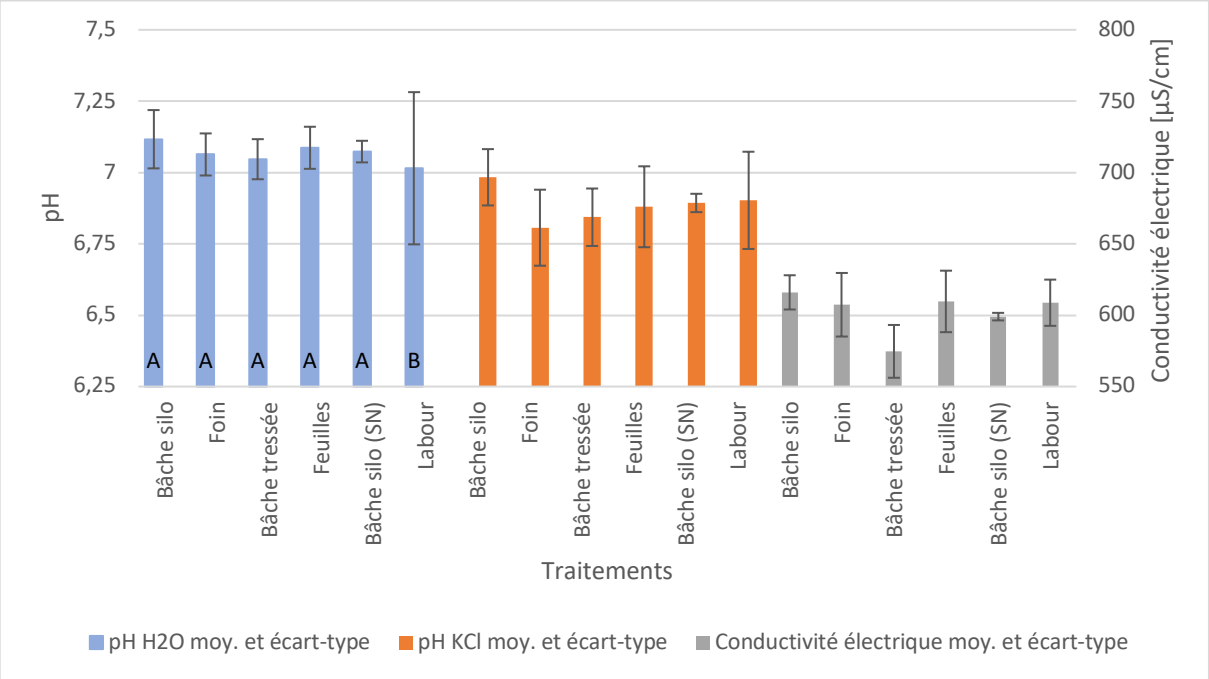


Figure 16 : pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 1 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Destruction de date 2

Pour les échantillons de profondeur 0-15 cm de la destruction de date 2, la mesure du $pH_{(H2O)}$ oscille entre 6,64 et 6,81 et celle du $pH_{(KCl)}$ entre 6,52 et 6,73. Les mesures de conductivité se trouvent dans une gamme allant de 633 à 740 µS/cm (Figure 17).

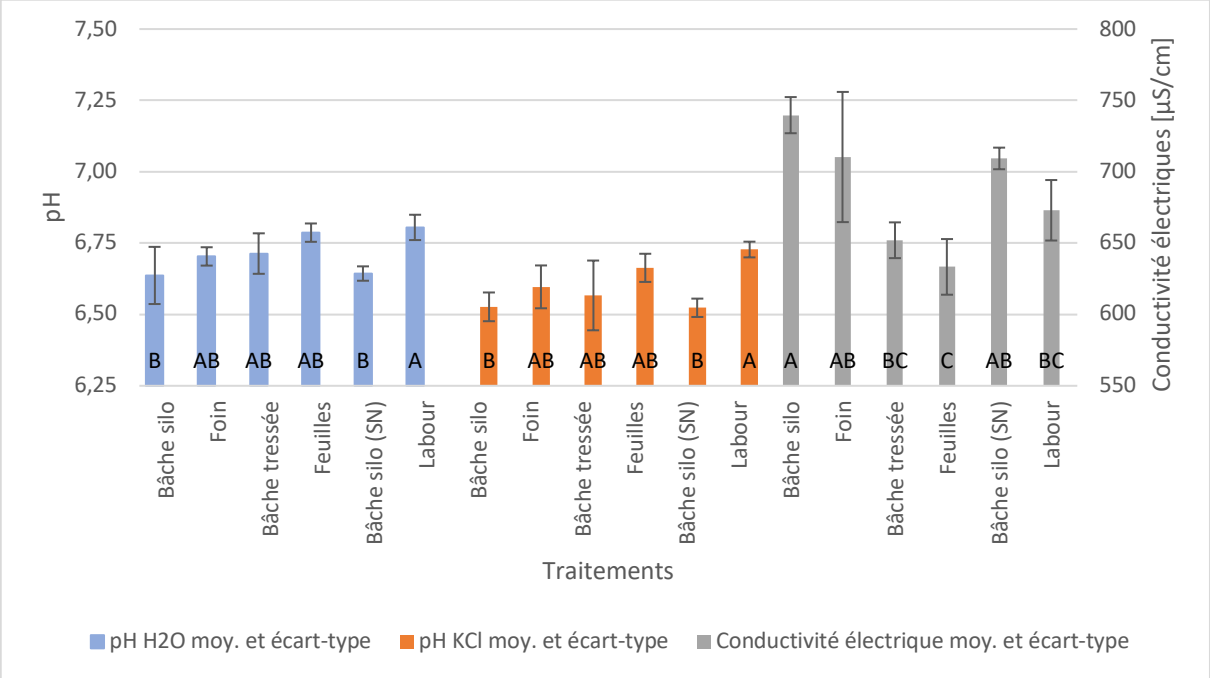


Figure 17: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 2 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Pour les échantillons de profondeur 15-30cm de la destruction de date 2, la mesure du $pH_{(H2O)}$ oscille entre 6,84 et 7 et celle du $pH_{(KCl)}$ entre 6,72 et 6,87. Les mesures de conductivité se trouvent dans une gamme allant de 614 à 643 µS/cm (Figure 18).

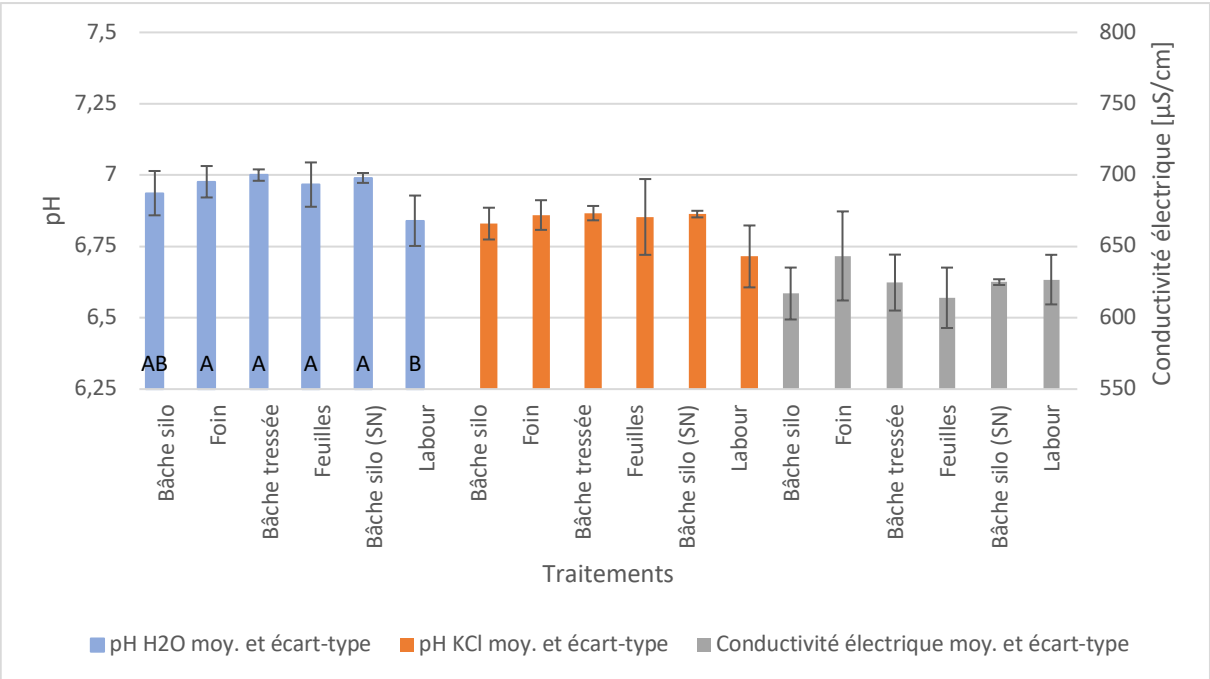


Figure 18: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 2 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Pour les échantillons de profondeur 30-60cm de la destruction de date 2, la mesure du $pH_{(H2O)}$ oscille entre 7,01 et 7,1 et celle du $pH_{(KCl)}$ entre 6,78 et 6,91. Les mesures de conductivité se trouvent dans une gamme allant de 593 à 617 µS/cm (Figure 19).

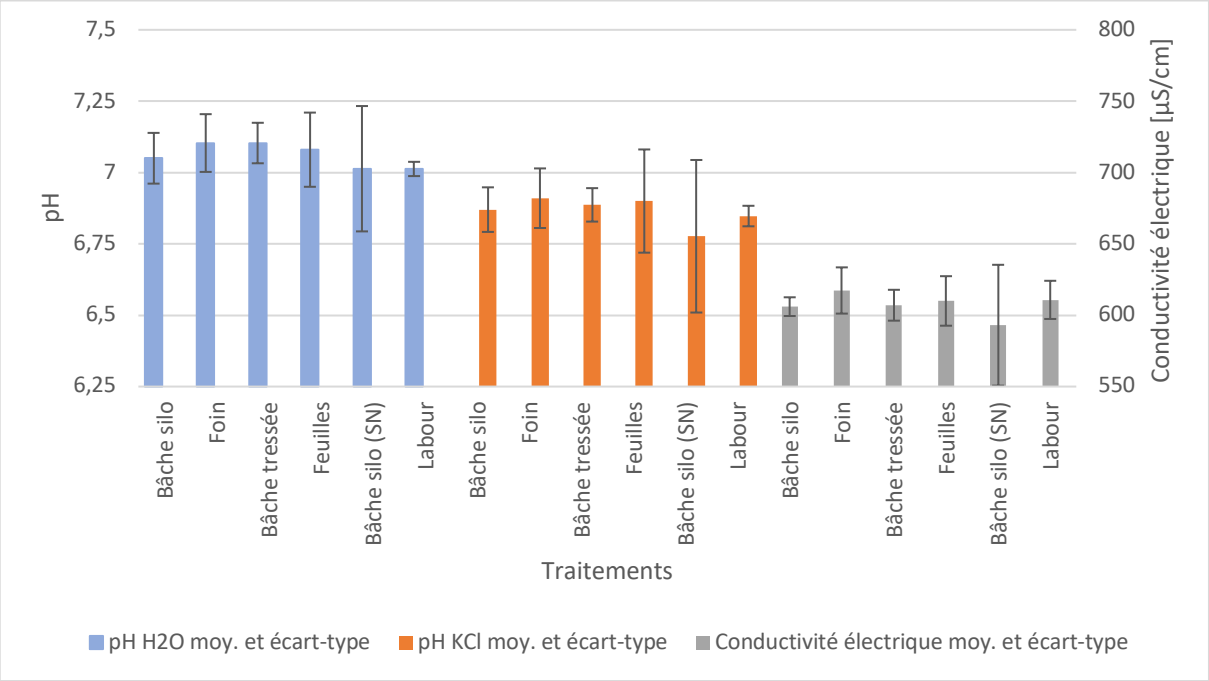


Figure 19: pH H2O, pH KCl et conductivité électrique selon les traitements de date 2 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur.

Discussion globale sur le pH et la conductivité

Concernant les deux mesures de pH, il est logique de constater que le $pH_{(H2O)}$ est systématiquement plus élevé que le $pH_{(KCl)}$. En effet, le premier dose l'acidité de la solution du sol alors que le second mesure l'acidité potentielle de la solution en désorbant les protons. Une exception est notable pour le traitement par labour à l'horizon 0-15cm de date 1. Cela indique la présence de valeurs aberrantes et rappelle que, vu le faible nombre de mesures effectuées, il faut aborder ces résultats avec précaution.

Par ailleurs, il est constaté dans la littérature que le pH augmente avec la mise en culture d'une prairie causant la perte en matière organique associée à cette conversion (Abad et al. 2014, Malik et al. 2018). Cette augmentation est cependant progressive car la diminution du stock en carbone organique se remarque après plusieurs années (Celik 2005, Attard et al. 2016). Il serait donc intéressant de mesurer l'évolution de ces variables dans les prochaines années pour les comparer avec les résultats actuels, ceux-ci n'étant pas pertinents pour le moment. En effet, les différences observées selon les traitements proviennent de l'hétérogénéité de la parcelle et non des traitements. Les écart-types importants pour chaque traitement témoignent de cette variabilité au sein de la parcelle et il s'avère que l'ensemble des valeurs mesurées donne en fait un bon aperçu de la variable sur la parcelle.

A propos de la conductivité électrique, les écart-types de cette variable sont également importants et confirment que l'hétérogénéité de la parcelle influence cette variable. Cela est d'ailleurs appuyé par le fait que, malgré la significativité du facteur traitement pour l'horizon 0-15 cm en date 1 et en date 2, les traitements *T1 : bâche silo* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)* n'appartiennent systématiquement pas au même groupe formé par le test de Tukey. Ces traitements sont pourtant identiques et ne diffèrent seulement qu'après la phase de destruction. De plus, peu de propriétés du sol sont corrélées avec la conductivité électrique du sol (Abad et al. 2014). Il est difficile de penser que les traitements aient eu une quelconque influence sur cette variable. Cependant, une tendance se remarque sur les deux dates de destruction. Il s'agit de la diminution de la conductivité avec la profondeur. Les valeurs élevées des horizons de surface sont potentiellement dues à la décomposition de la matière organique et donc à la libération d'ions (McCauley et al. 2017). Cependant, ces effets sont assez éphémères et il n'y a pas d'effet notable de l'addition de matière organique en surface par les traitements *T2 : foin* et *T4 : feuilles*.

1.2.2 Capacité d'échange cationique et bases échangeables

Une analyse ANOVA II à deux facteurs a été réalisée pour chacune de ces deux variables. Concernant la CEC, les résultats montrent que le facteur traitement est significatif pour l'horizon 15-30 cm. Seulement, le test de Tukey classe ces différents traitements dans le même groupe. Afin de clarifier cette situation, il a été décidé d'opérer des analyses ANOVA I sur ces données en séparant les données par date de destruction. A propos du taux de bases échangeables (TSB), les résultats rendent compte que, pour les trois horizons, c'est l'interaction des deux facteurs qui a l'effet le plus significatif. Une nouvelle fois, il a été décidé d'opérer des analyses ANOVA I en séparant les données par date de destruction. Les étiquettes présentes sur les graphiques ci-dessous se rapportent donc aux groupes formés par le test de Tukey ayant suivi les analyses ANOVA I lorsque le facteur traitement s'est révélé significatif. Lorsque, dans le cas contraire, ce facteur n'est pas significatif, il n'y a pas d'étiquette.

Destruction de date 1

Pour l'horizon 0-15 cm des traitements de date 1, la présence d'étiquettes pour la variable taux de saturation en bases échangeables (TSB) signifie que celle-ci est influencée par le facteur traitement, ce qui n'est pas le cas pour la variable CEC (Figure 20).

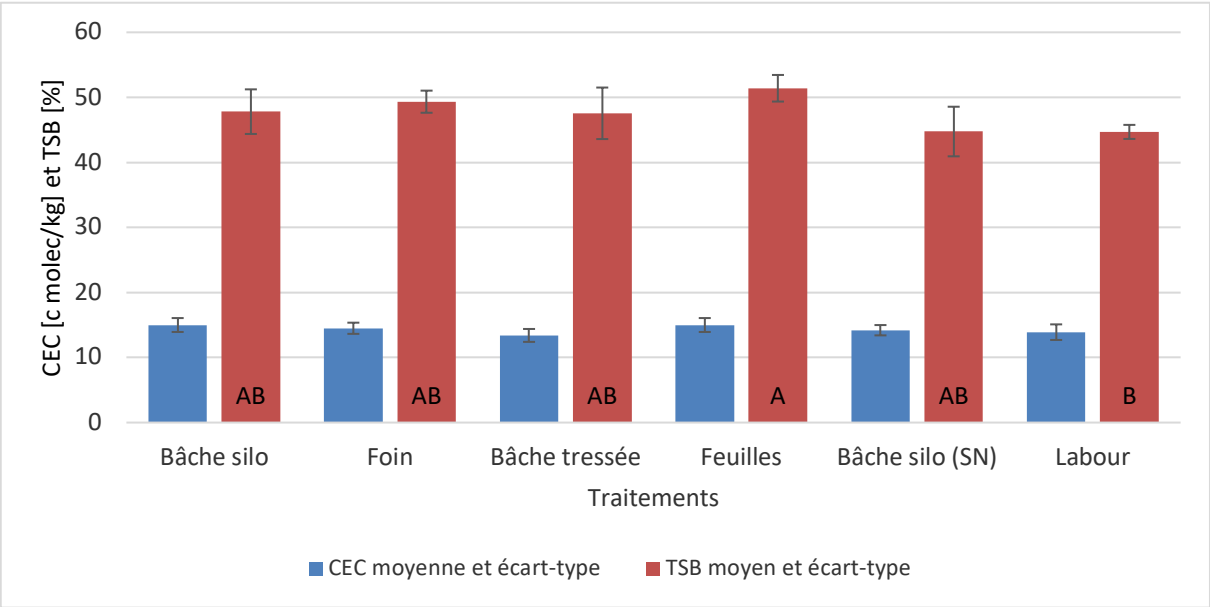


Figure 20: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 1 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Concernant la CEC, celle-ci oscille entre des valeurs de 13,4 et 15 $cmole_c/kg$ selon les traitements. L'apport de matière organique par la couche de feuilles peut expliquer cette valeur élevée pour le traitement *T4 : feuilles*. En effet, la teneur en matière organique est un élément majeur car sa charge négative permet au sol de fixer des cations (Ramos et al. 2018). Cependant, les niveaux observés pour chaque traitement sont assez similaires donc il n'est pas possible de valider cette hypothèse avec certitude.

Le taux de saturation en bases échangeables mesure, lui, le pourcentage de cations fixés et donc retenus par le complexe d'échange. Le test de Tukey propose trois groupes. Le groupe A, correspondant à un taux de saturation élevé, reprend le traitement *T4 : feuilles*. En effet, la décomposition des feuilles mortes permet la libération de diverses molécules et autres éléments minéraux. Certains sont donc susceptibles de se fixer sur les sites d'adsorption du sol. Cette hypothèse se vérifie avec le traitement *T2 : foin*. Bien que ce traitement se classe dans le groupe AB, avec les traitements *T1 : bâche silo*, *T3 : bâche tressée* et *T5 : bâche silo (Sol Nu),* il possède le second taux de saturation le plus élevé. Enfin, le groupe B, reprenant le taux de saturation le plus bas, comprend le *labour*, avec le TSB le plus faible.

Pour l'horizon 15-30 cm cette fois, toujours pour la destruction de date 1, les deux variables présentent ici des étiquettes (Figure 21). Ceci indique que pour ces deux variables, le facteur traitement s'est révélé significatif.

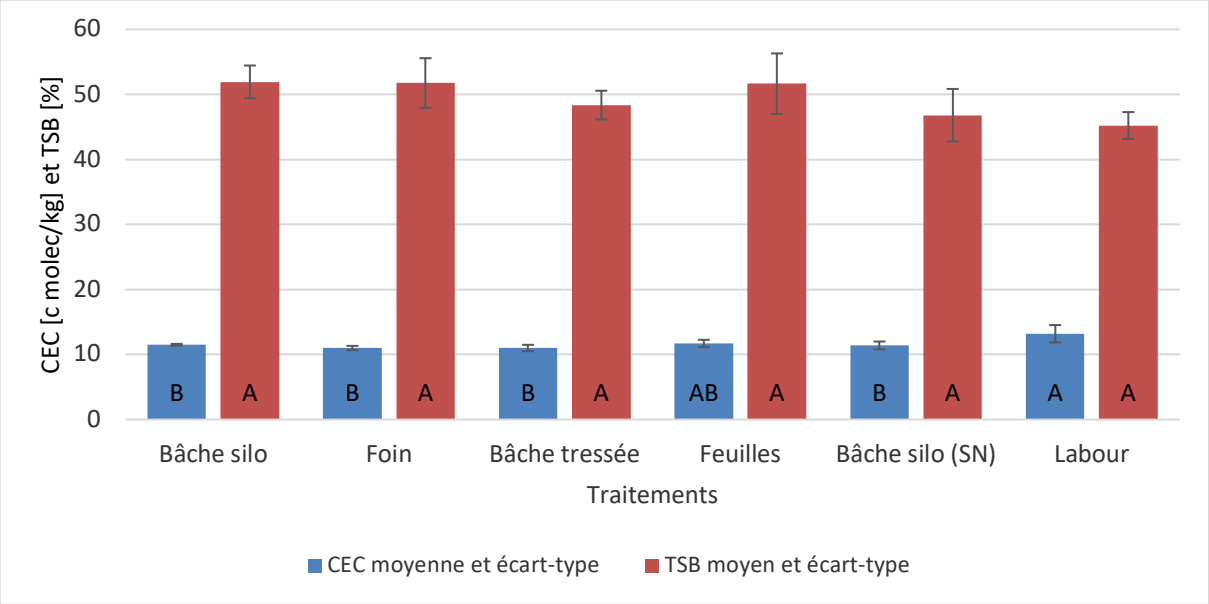


Figure 21: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 1 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

La CEC se décline en trois groupes. Le groupe A se réfère au traitement *labour* qui présente la valeur la plus élevée : 13,2 $cmole_c$/kg. Le groupe AB se compose du traitement *T4 : feuilles* dont la CEC est de 11,7 $cmole_c$/kg. Celle-ci se rapproche fortement des valeurs du groupe B dans lequel se trouvent les traitements *T1 : bâche silo*, *T2 : foin*, *T3 : bâche tressée* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)* pour lesquels les valeurs appartiennent à la gamme 11 – 11,5 $cmole_c$/kg. Cette valeur plus élevée pour le labour n'est pas en adéquation avec ce que présente la littérature. En effet, le labour permet d'intensifier la minéralisation en exposant la matière organique suite à la destruction d'agrégats (Barral et al. 2007). Celle-ci est dès lors rendue plus accessible et vulnérable à la décomposition par les microorganismes (Plante et McGill 2002). La teneur en matière organique va donc chuter, de même que la CEC car ce sont, en partie, les charges négatives de la matière organique qui permettent de retenir les cations du sol (Ramos et al. 2018). Cependant, il faut rappeler que le labour a dilué la matière organique au sein de la couche de sol retournée. Cette valeur élevée de CEC est donc potentiellement due à une augmentation de la teneur en matière organique dans cet horizon.

Concernant le taux de saturation en bases échangeables, le test de Tukey a placé tous les traitements au sein d'un même groupe A, malgré la significativité du facteur traitement révélé lors de l'ANOVA I. La tendance reste néanmoins similaire à l'horizon supérieur avec le taux le plus faible pour le *labour*.

Enfin, pour l'horizon 30-60cm de la destruction de date 1, le facteur traitement n'est pas significatif pour la variable CEC mais l'est bien pour le taux de saturation en bases échangeables d'où la présence d'étiquettes associées (Figure 22).

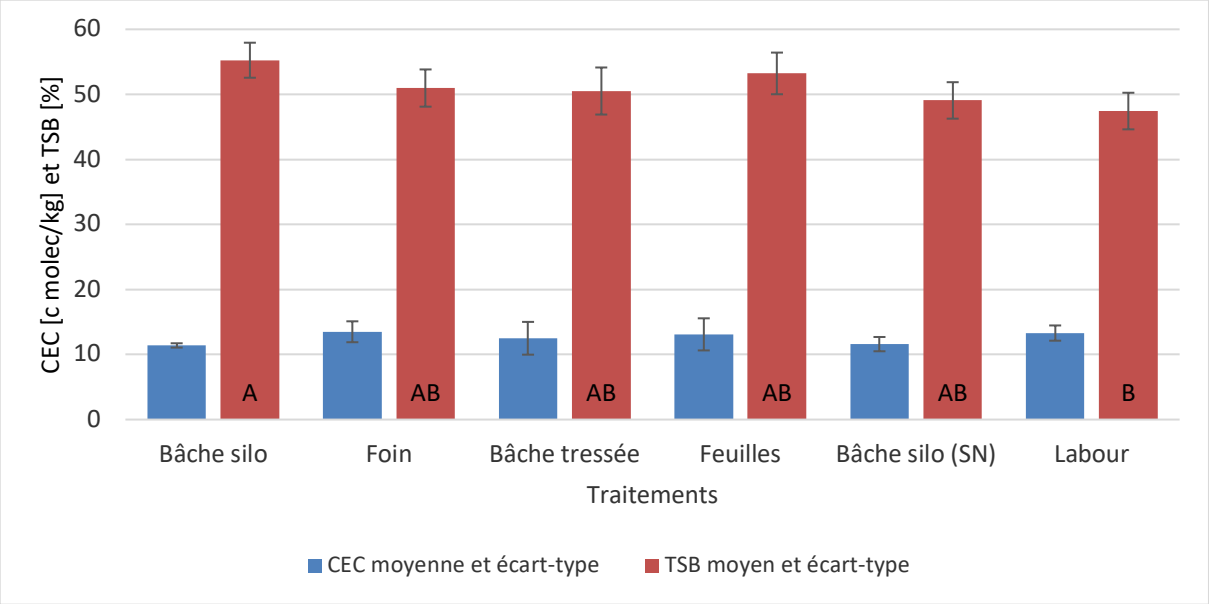


Figure 22: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 1 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

D'après les résultats de l'analyse ANOVA I, le facteur traitement n'a pas d'influence sur la CEC. Les CEC les plus faibles sont mesurées pour les traitements *T1 : bâche silo* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)* avec 11,4 et 11,6 $cmole_c/kg$ respectivement. Les autres traitements se placent au-dessus avec des valeurs oscillant entre 12,5 et 13,5 $cmole_c/kg$.

Comme pour l'horizon 0-15cm, le *labour* possède la valeur la plus faible du taux de saturation en bases échangeables. Le test de Tukey lui confère le groupe B. Le groupe A revient au traitement *T1 : bâche silo* qui présente le pourcentage le plus élevé. Le reste des traitements se trouvent dans le groupe AB. Cette répartition est étrange étant donné l'équivalence des traitements *T1 – T5 : bâche silo – (SN)*. Cela indique encore une fois qu'il faut faire preuve de précautions face à ce type de résultats.

Destruction de date 2

Pour l'horizon 0-15cm des traitements de date 2, la présence d'étiquettes pour les variables CEC et TSB signifie que celles-ci sont influencées par le facteur traitement (Figure 23).

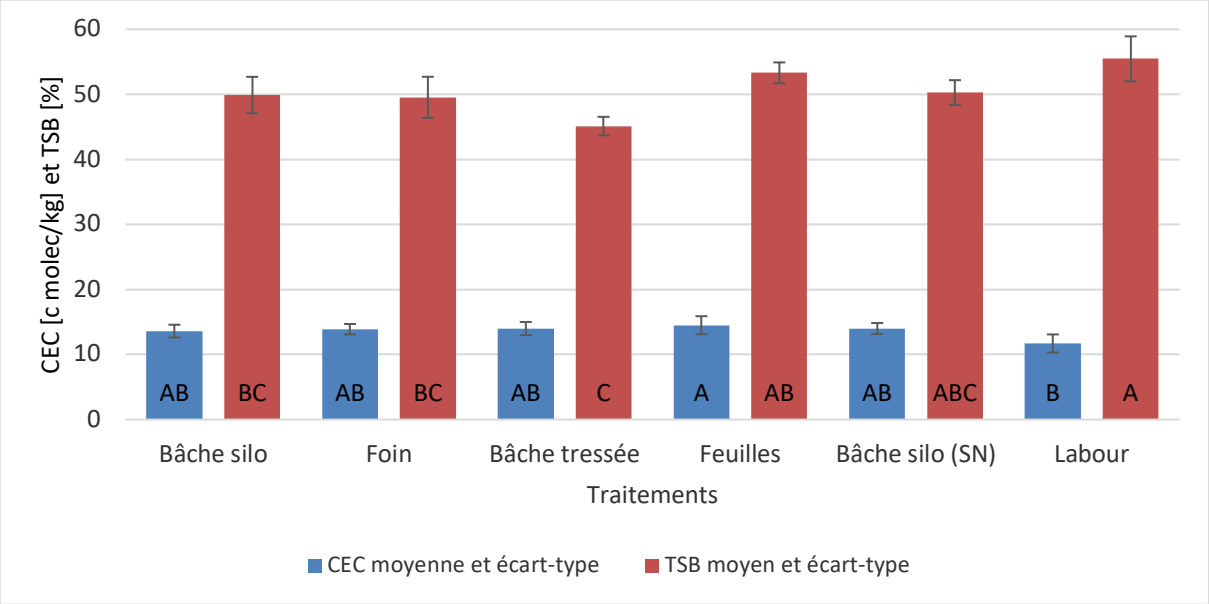


Figure 23: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 2 pour l'horizon 0-15 cm de profondeur. Les étiquettes se réfèrent aux résultats des tests de Tukey ayant suivi l'analyse de variance ANOVA I lorsque celle-ci a démontré que le facteur traitement a une influence sur les moyennes.

Le test de Tukey pour la variable CEC décèle trois groupes. Le groupe A comprenant le traitement *T4 : feuilles* avec la CEC la plus élevée (14,5 $cmole_c$/kg). Cette valeur plus importante peut être expliquée comme en destruction de date 1, par l'incorporation de matière organique dans l'horizon supérieur. Le groupe B comprend le traitement par *labour* qui se distingue par sa valeur la plus faible (11,7 $cmole_c$/kg). Le labour dilue la matière organique dans la couche de sol retournée et accélère sa minéralisation. Ces pertes en carbone organique peuvent expliquer cette baisse de la CEC pour ce traitement (Ramos et al. 2018). Les autres traitements appartiennent au groupe AB et possèdent des valeurs intermédiaires à ces deux valeurs extrêmes.

Pour le taux de saturation en bases échangeables, le test de Tukey a révélé la présence de quatre groupes. Le groupe A inclut le traitement *labour* avec le taux le plus élevé (55,5%). Le groupe AB comprend uniquement le traitement *T4 : feuilles* avec un taux de 53,3%. Vient ensuite le groupe ABC avec le traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu)* et sa moyenne de 50,3%. Le groupe BC suit de très près et reprend les traitements *T1 : bâche silo* et *T2 : foin* avec des valeurs de 49,9% et 49,6% respectivement. Il apparait étrange que les traitements *T1 : bâche silo* et *T5 : bâche silo (SN)*, pourtant similaires, ne figurent pas dans le même groupe malgré la similitude de leur CEC. Enfin, le groupe C termine ce classement avec le traitement *T3 : bâche tressée* qui indique la moyenne la plus faible du taux de saturation en bases échangeables avec 45,1%.

Pour l'horizon 15-30cm pour la destruction de date 2, le facteur traitement ne s'est pas révélé significatif ni pour la variable CEC, ni pour la variable BE. Il n'y a donc pas d'étiquette sur ces données (Figure 24).

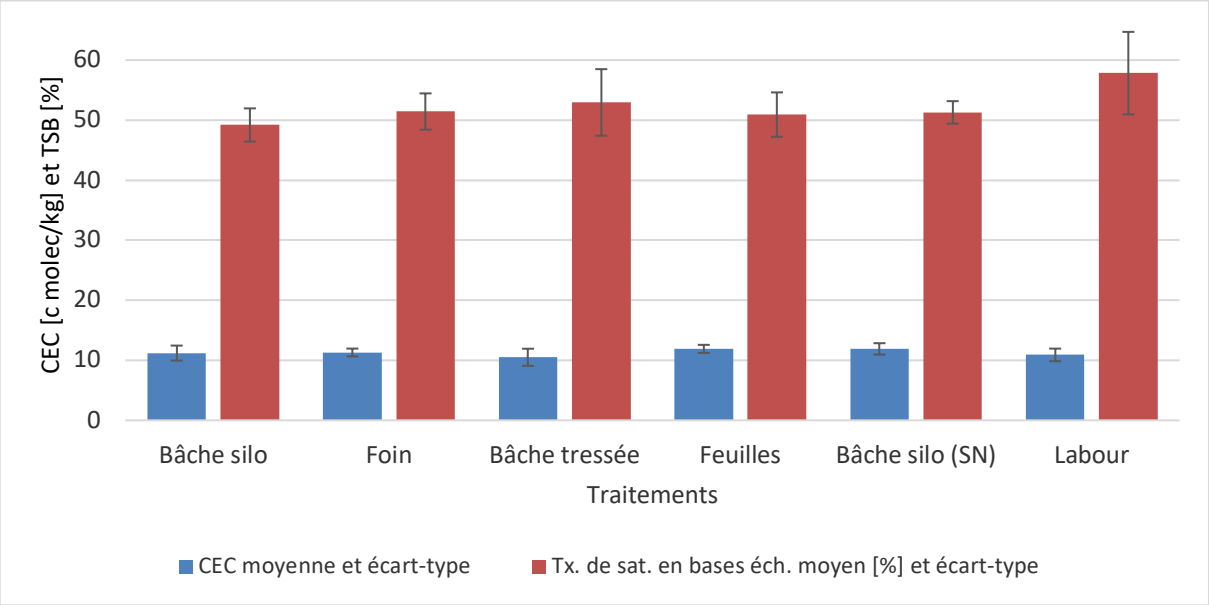


Figure 24: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 2 pour l'horizon 15-30 cm de profondeur.

Pour tous les traitements confondus, les valeurs de CEC oscillent entre 10,5 $cmole_c/kg$ (*T3 : bâche tressée*) et 11,9 $cmole_c/kg$ (*T4 : feuilles* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)*).

Au sujet du taux de saturation en BE, malgré une fenêtre englobant les taux mesurés assez grande, le facteur traitement n'est pas significatif. Cela s'explique probablement par les écart-types plus importants rencontrés ici. Il faut tout de même constater que c'est le traitement par *labour* qui possède le taux de saturation le plus élevé, avec 57,8 %.

Pour l'horizon 30-60cm, toujours pour les traitements de destruction de date 2, le facteur traitement ne s'est, une nouvelle fois, pas révélé significatif lors des ANOVA I effectuées sur les deux variables. Il n'y a donc pas d'étiquette sur ces données (Figure 25).

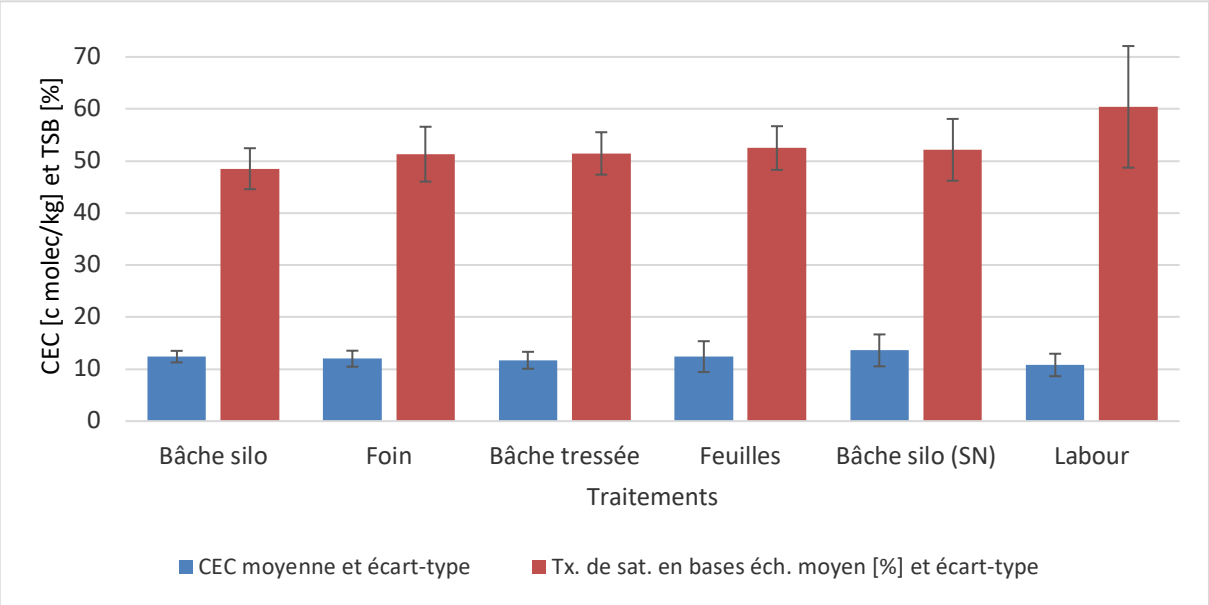


Figure 25: Capacité d'échange cationique (CEC) et taux de saturation en bases échangeables (TSB) selon les traitements de date 2 pour l'horizon 30-60 cm de profondeur.

Au niveau des mesures de CEC, les valeurs se situent dans une gamme allant de 10,8 $cmole_c/kg$ (*labour*) et 13,6 $cmole_c/kg$ (*T5 : bâche silo (Sol Nu)*). Les écart-types élevés ne permettent sans doute pas de distinguer un effet traitement pour ces données.

Concernant les mesures du taux de saturation en bases échangeables, des écart-types importants sont également constatés et ne permettent sans doute pas non plus de rendre le facteur traitement significatif. Il est toutefois notable de remarquer que c'est le traitement par *labour* qui possède le taux le plus élevé (60,4%).

Discussion globale sur la CEC et le TSB

Deux types majeurs de constituants influencent la capacité d'échange cationique d'un sol. Le premier est la teneur en matière organique. Celle-ci est fortement sujette aux changements d'occupation des sols et aux pratiques agricoles. Sa teneur évolue et ce, principalement dans les horizons supérieurs (Celik 2005). Le second est la texture, et plus particulièrement, la teneur en argile. Comme cité précédemment, elle ne varie pas au cours du temps, ou du moins excessivement lentement, et donc ne peut être affectée par les traitements. Cependant, la texture varie avec la profondeur. Il faut donc prendre en compte la dynamique de ces deux constituants pour comprendre comment la CEC évolue. Le tableau 6 met en relation la CEC mesurée avec la fraction argileuse du sol pour des horizons non équivalents mais relativement comparables.

Tableau 6: Mise en relation des mesures moyennes de CEC selon les trois horizons sondés avec la teneur en argile mesurée par B. Delvaux (1978).

Horizon associé à la mesure de la CEC [cm]	CEC moyenne pour tous les traitements		Teneur en argile [%] et horizon associé [cm]	
	Date 1 [$cmole_c/kg$]	Date 2 [$cmole_c/kg$]		
0-15	14,3	13,6	17,9	0-15
15-30	11,6	11,3	15,7	15-40
30-60	12,6	12,2	21,7	40-65

L'objectif de ce tableau n'est pas de comparer les résultats des dates de destruction mais bien de montrer la tendance qui s'opère au sein du profil de sol, quelle que soit la date de destruction. Il est notable que l'horizon supérieur possède la CEC la plus élevée. Cela s'explique d'une part par la teneur en argile et d'autre part par la présence d'une plus grande teneur en matière organique dans les premiers centimètres de sol. Les valeurs chutent ensuite pour l'horizon 15-30 cm, de même que les teneurs en argile et en matière organique. Enfin, l'horizon 30-60 cm indique une CEC légèrement plus élevée, correspondant au regain de la teneur en argile à cette profondeur. Cette teneur plus élevée ne permet néanmoins pas d'atteindre les niveaux de CEC de l'horizon 0-15 cm étant donné le taux de matière organique bien plus faible à l'horizon 30-60 cm. Quoiqu'il en soit, toutes les valeurs de CEC s'approchent des 15 $cmole_c/kg$ évoqués pour un sol sablo-limoneux (Brady et al. 1999).

1.2.3 Carbonates

Le test qualitatif à l'HCl a révélé qu'aucun des 114 échantillons ne comporte de carbonate. La totalité du carbone au sein de ces échantillons se trouve donc sous forme organique. Cette absence de carbonate au sein du profil fut déjà constatée auparavant (Delvaux 1978) et plus récemment sur une prairie voisine (Calay 2017). Il est donc logique d'observer cela une nouvelle fois.

1.2.4 Carbone et azote total

Analyses effectuées au laboratoire de Michamps

Pour rappel, ces résultats ne concernent que les échantillons 0-30 cm issus des prélèvements pour les APL et qui ont été envoyés à Michamps. Seule la détermination des teneurs en carbone (C) et azote (N) pour la date du 12 décembre, avant l'installation du dispositif, fut réalisée par la méthode Walkley-Black pour C et Kjeldahl pour N. Les échantillons prélevés ultérieurement ont été dosés par spectrométrie NIR, à Michamps également, dans le but de développer une base de données de prédiction de potentiel de minéralisation.

Pour la date 1, seuls deux prélèvements succédant à celui de pré-destruction ont fait l'objet d'analyses et dans les deux cas, celles-ci ont été effectuées pour le traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu)* (Figure 26).

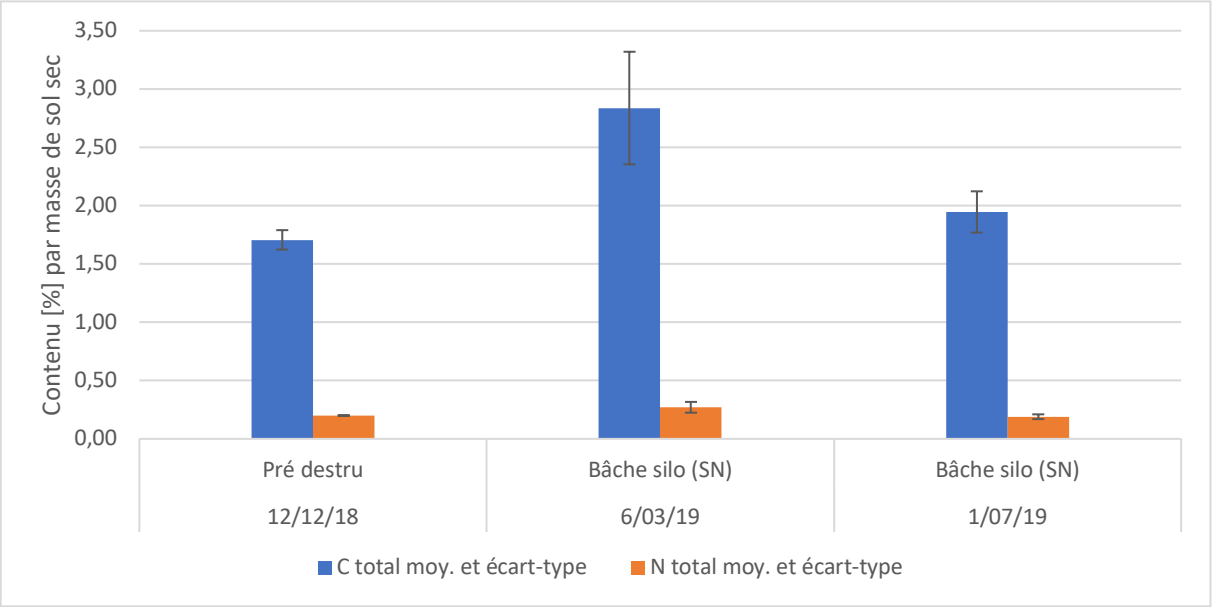


Figure 26: Évolution des stocks de carbone total (C) et d'azote total (N) dans l'horizon 0-30 cm selon les dates de prélèvements et les traitements de date 1. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai.

Il y a d'abord une augmentation des stocks de C et N dans le sol lors de la phase de destruction de la prairie. Ensuite ces stocks subissent une diminution, probablement due à l'accentuation de la minéralisation qui s'opère lorsque les températures augmentent.

Pour la destruction de date 2, quatre échantillons ont pu être analysés par spectrométrie NIR afin de fournir des teneurs en C et N de l'horizon 0-30 cm (Figure 27).

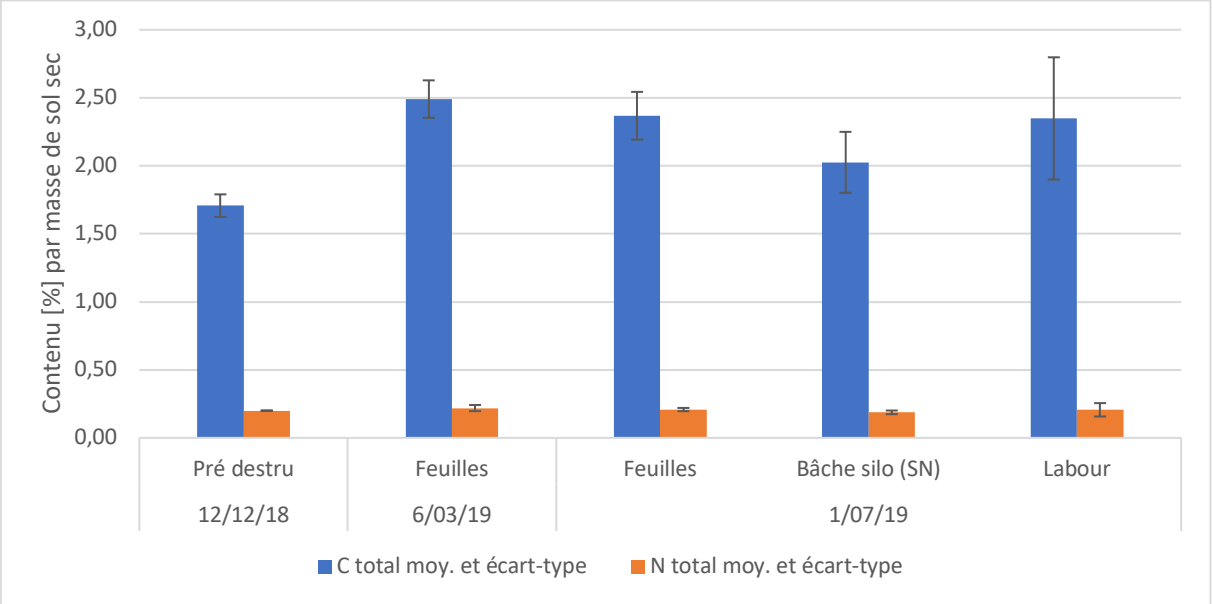


Figure 27: Évolution des stocks de carbone total (C) et d'azote total (N) dans l'horizon 0-30 cm selon les dates de prélèvements et les traitements de date 2. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai.

Cette même augmentation des stocks de C et N dans le sol par rapport aux taux obtenus en pré-destruction est constatable. Cependant, la diminution est cette fois-ci bien moins marquée pour le traitement *T4 : feuilles* qu'elle ne l'était pour le traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu).* Cela peut être dû aux rapports C/N des différentes matières organiques décomposées à la surface du sol. En effet, les feuilles possèdent un rapport C/N bien plus élevé que la végétation installée sur la prairie. C'est ce rapport qui détermine la facilité de dégradation de la matière organique par les micro-organismes. La minéralisation est plus lente lorsque le rapport C/ N est élevé.

Analyses effectuées au laboratoire SOLS de l'UCL.

Pour rappel, ces résultats concernent uniquement l'analyse du carbone organique total (COT) par perte au feu des échantillons de l'horizon 0-15 cm prélevés en fin de destruction. Ceux-ci ne sont pas comparables étant donné que les méthodes de détermination de COT ne sont pas les mêmes.

Pour la destruction de date 1, l'analyse du COT des échantillons de l'horizon 0-15 cm prélevés en fin de destruction révèle qu'il oscille sur une gamme allant de 2,07% pour le traitement *labour* à 2,64% pour le traitement *T2 : foin* (Figure 28). L'analyse ANOVA I a révélé que le facteur traitement influence la variable. Le test de Tukey a formé deux groupes qui distinguent les traitements dont les moyennes sont significativement différentes. Le groupe A reprend les traitements T1 à T5 et le groupe B, le traitement labour.

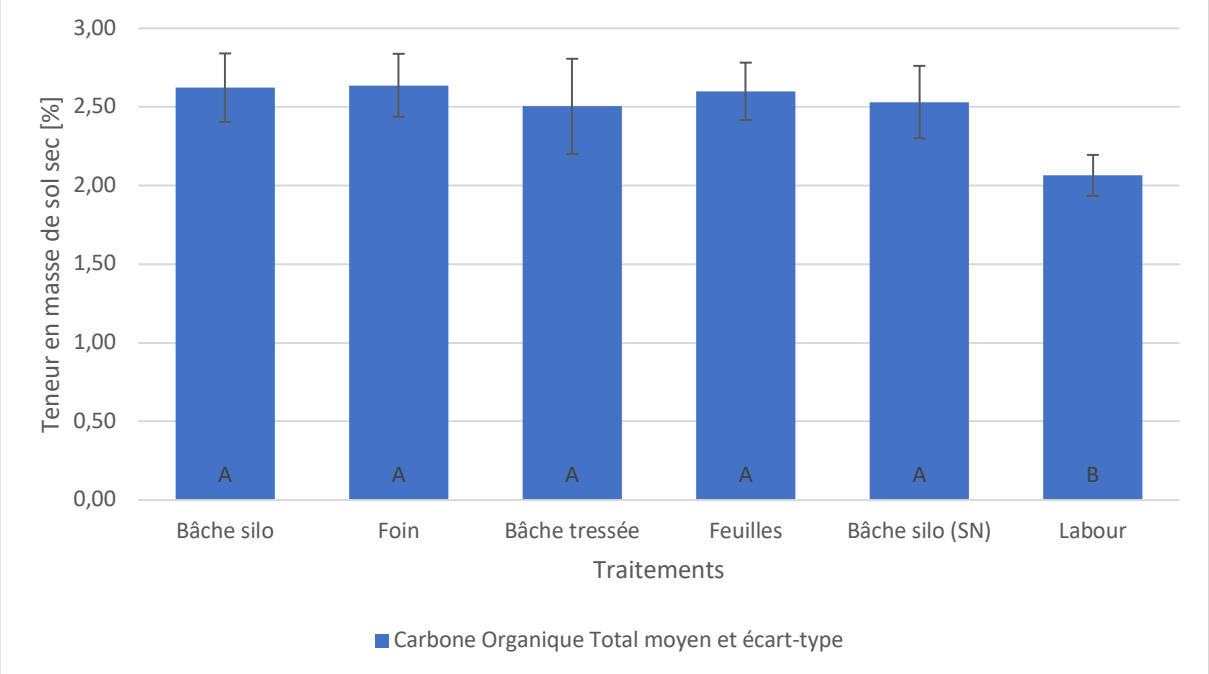


Figure 28: Teneur en carbone organique total (COT), déterminée par perte au feu, dans l'horizon 0-15 cm selon les différents traitements en fin de destruction de date 1. Les étiquettes se réfèrent aux groupes formés par le test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I.

Pour la destruction de date 2, l'analyse du COT des échantillons de l'horizon 0-15 cm prélevés en fin de destruction révèle qu'il oscille sur une gamme allant de 1,84% pour le traitement *labour* à 2,75% pour le traitement *T4 : feuilles* (Figure 29). L'analyse ANOVA I a également révélé que le facteur traitement a une influence sur la variable. Le test de Tukey a formé deux groupes et, de même qu'en date 1, le groupe A reprend les traitements T1 à T5 et le groupe B, le traitement labour.

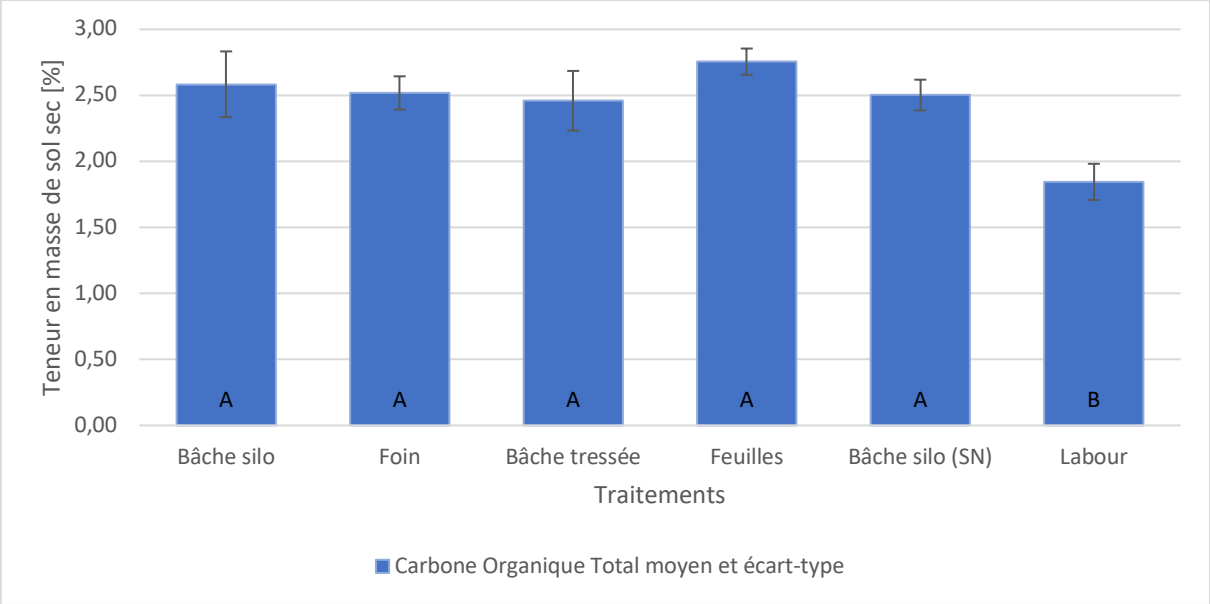


Figure 29: Teneur en carbone organique total (COT), déterminée par perte au feu, dans l'horizon 0-15 cm selon les différents traitements en fin de destruction de date 2. Les étiquettes se réfèrent aux groupes formés par le test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I.

Discussion globale sur le carbone total

L'azote total sera abordé dans la section suivante car les résultats APL fournissent des informations complémentaires sur le devenir de l'azote dans le sol.

Le carbone total (et donc organique) mesuré en décembre, avant la mise en place de la destruction de date 1, est de 1,71% pour l'horizon 0-30cm. Ceci donne donc une teneur en matière organique approximative de 3,42%. Cela n'apparait pas trop éloigné de ce qui est disponible sur le géoportail de Wallonie (Wallonie – Etat de l'environnement SPW 2018) et est cohérent pour un sol sous prairie permanente (Attard et al. 2016). D'autres analyses effectuées précédemment ont également relevé des teneurs de cet ordre-là (Delvaux 1978).

Le carbone organique du sol est sujet à divers apports et autres pertes. Les apports sont dans ce cas-ci représentés par la végétation en surface qui se décompose ainsi que le foin et les feuilles apportés par les traitements d'occultation. Une partie de cette matière organique va augmenter le stock d'humus alors qu'une autre est minéralisée et par ce fait, libère du carbone sous forme de CO_2. De plus, le carbone peut être immobilisé, c'est-à-dire être intégré

au sein des tissus des micro-organismes du sol. Enfin, le traitement labour diminue le stock de matière organique au sein de l'horizon supérieur en mélangeant les couches de sol. Ces différents phénomènes ne sont pas quantifiés car le taux COT obtenu par perte au feu ne permet pas de différencier les fractions du carbone organique (humus, POM et DOM) (McCauley et al. 2017). Cependant, ils permettent d'expliquer certains résultats ci-dessus. En effet, à la fin des deux périodes de destruction, le labour possède systématiquement le taux de carbone organique le plus faible. Ce traitement a d'une part, dilué le carbone organique et d'autre part, favorisé la minéralisation en détruisant les agrégats. Concernant les traitements par occultation, les niveaux de COT sont assez similaires. Il n'y a pas d'effet majeur de l'apport externe de carbone par les traitements *T2 : foin* et *T4 : feuilles,* à l'exception de la date 2 où le traitement *T4 : feuilles* présente un taux de COT plus élevé.

1.2.5 Azote potentiellement lessivable

Les reliquats azotés, composés de nitrate et d'ammonium, ont été mesurés dans différents horizons à différentes dates (Annexe 4). L'ammonium (NH_4^+) est un ion peu mobile de par sa charge positive, qui lui permet d'être retenu par les charges négatives du sol et de la matière organique. Les niveaux observés sont très faibles comparés aux nitrates, eux très mobiles et très solubles. C'est pourquoi seuls les nitrates (NO_3^-) sont présentés dans les analyses ci-dessous. Des graphes complémentaires permettent de visualiser l'évolution sur les deux horizons non cumulés (Annexe 5).

Destruction de date 1

Pour rappel, la destruction de date 1 a commencé à la mi-décembre 2018 pour s'achever fin avril 2019. Deux analyses de variance ANOVA I ont été réalisées séparément sur les mesures de reliquats azotés issues de chaque date de prélèvement (Figure 30). Le facteur traitement étant significatif à chaque fois, un test de Tukey a été établi afin de déterminer des groupes reprenant les traitements dont les moyennes sont semblables.

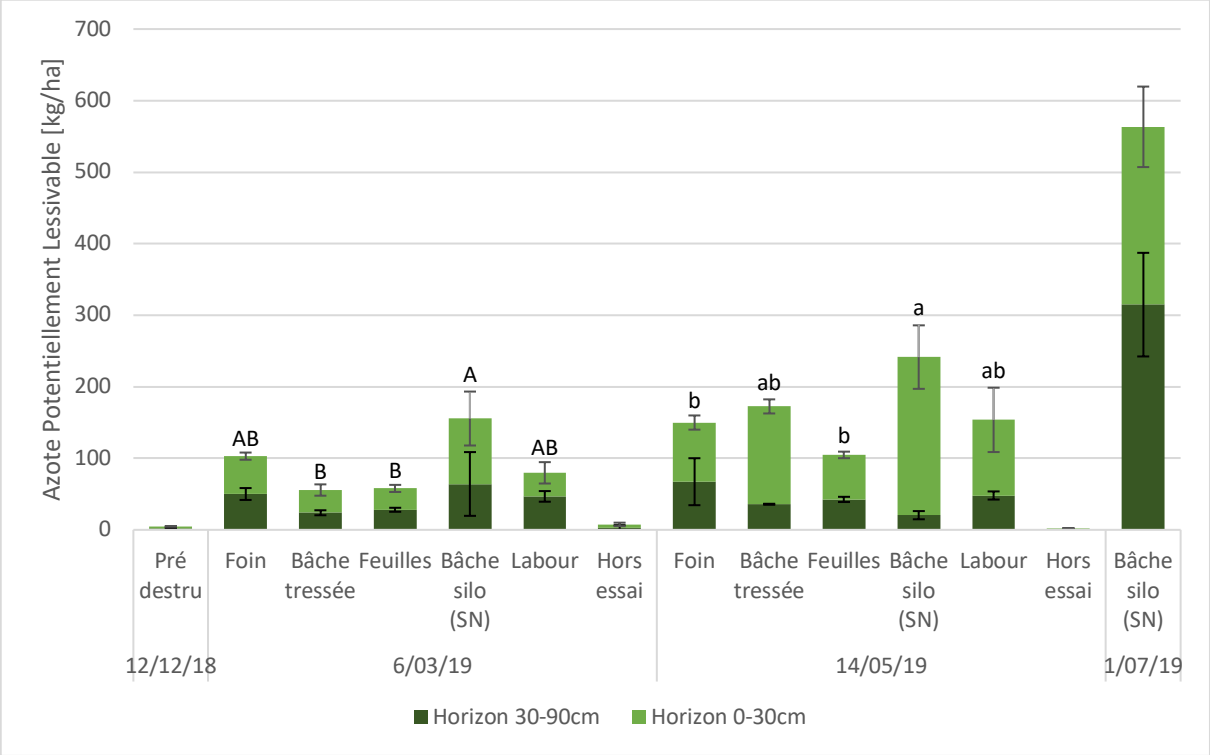


Figure 30: Évolution du contenu en nitrates (moyenne et écart-type) cumulé sur deux horizons (0-30cm et 30-90cm) selon les traitements de destruction de date 1. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. "Hors-essai" se rapporte aux prélèvements effectués en bordure de la parcelle d'essai où la prairie est encore installée. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I et les lettres majuscules (A, AB, B) se distinguent des lettres minuscules (a, ab, b) selon la date de prélèvement.

Il apparait que le traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu)* présente des quantités d'azote plus importantes que les autres traitements. Ceci est confirmé par l'analyse ANOVA I qui, effectuée séparément pour les deux dates de prélèvement, révèle que dans les deux cas, le traitement *T5 : bâche silo (SN)* a un effet significatif (A et a) sur la mesure d'APL et se distingue dès lors des autres traitements. Les quantités plus importantes d'azote libérées par ce traitement peuvent s'expliquer par le fait que les autres traitements sont moins efficaces. En effet, l'analyse du taux de couverture de sol montre que c'est le traitement *T5 : bâche silo (SN)* qui est le plus efficace. La végétation s'est décomposée, ce qui a permis la minéralisation de la matière organique. Il s'est produit le même phénomène pour les autres traitements mais avec des efficacités relativement plus faibles. Il y a également eu minéralisation de matière organique pour les autres traitements mais les produits de celle-ci ont été consommés par la végétation non détruite. Ces niveaux d'APL plus faibles sont assimilables aux prélèvements de la végétation persistante sur les traitements *T2 : foin* et *T4 : feuilles.* Cependant, cette hypothèse ne permet pas de rendre compte des niveaux faibles à moyens d'APL pour le traitement *T3 : bâche tressée*. Le taux de couverture est pourtant assez faible mais les niveaux d'APL ne sont pas comparables à ceux de *T5 : bâche silo (SN).* Le *labour,* quant à lui, présente également des niveaux d'APL moyens (AB et ab) bien que cette technique soit reconnue comme favorisant la minéralisation de la matière organique en stimulant l'activité biologique (Celik 2005, Rumpel et Chabbi 2010, Attard et al 2016). Le travail du sol affecte sa structure,

les agrégats sont donc plus vulnérables et la matière organique est plus exposée à la décomposition.

De manière générale, les quantités de NO_3^- sont plus importantes dans l'horizon de surface (0-30cm) que dans les profondeurs. Cela s'explique par les teneurs en matière organique très faibles en profondeur (Delvaux 1978) mais également par les organismes décomposeurs qui occupent les horizons supérieurs. Le nitrate des profondeurs provient donc de la lixiviation depuis les horizons de surface. En outre, une augmentation des niveaux d'APL est constatée avec le temps. Ceci est bien évidemment cohérent avec la littérature qui témoigne de la minéralisation continue de la matière organique tout au long de l'année, avec des pics selon les conditions climatiques (Cugnon et al. 2017). Le stock de nitrate augmente donc au fur et à mesure que la minéralisation de la matière organique se produit. Les pics de minéralisation prennent place au printemps, lorsque la température augmente et favorise l'activité microbienne (Decau et Salette 1992). Ce fut le cas ici avec une augmentation de température à partir du mois de mai qui aurait probablement augmenté le processus de minéralisation (Annexe 6). Celle-ci s'est également accompagnée d'un phénomène de lixiviation. En effet, les quantités de nitrates dans l'horizon 30-90cm en date du 1er juillet laissent à penser que les pluies du mois de juin ont permis la lixiviation de l'azote dans les horizons plus profonds. C'est pourtant à la lixiviation des nitrates en période hivernale que les études recommandent de faire attention. En effet, la pluviométrie importante combinée avec un prélèvement restreint par le possible couvert en cette saison augmente les risques de pertes d'azote sous forme NO_3^- (Laurent et al. 2010, De Toffoli et al. 2013).

Destruction de date 2

La destruction de date 2 a, quant à elle, débuté mi-février et s'est clôturée au début du mois de juin. Une analyse ANOVA I a été réalisée sur les meures de reliquats azotés du 1er juillet 2019 (Figure 31). Le facteur traitement étant significatif, un test de Tukey est réalisé afin de grouper les traitements qui ont des moyennes semblables.

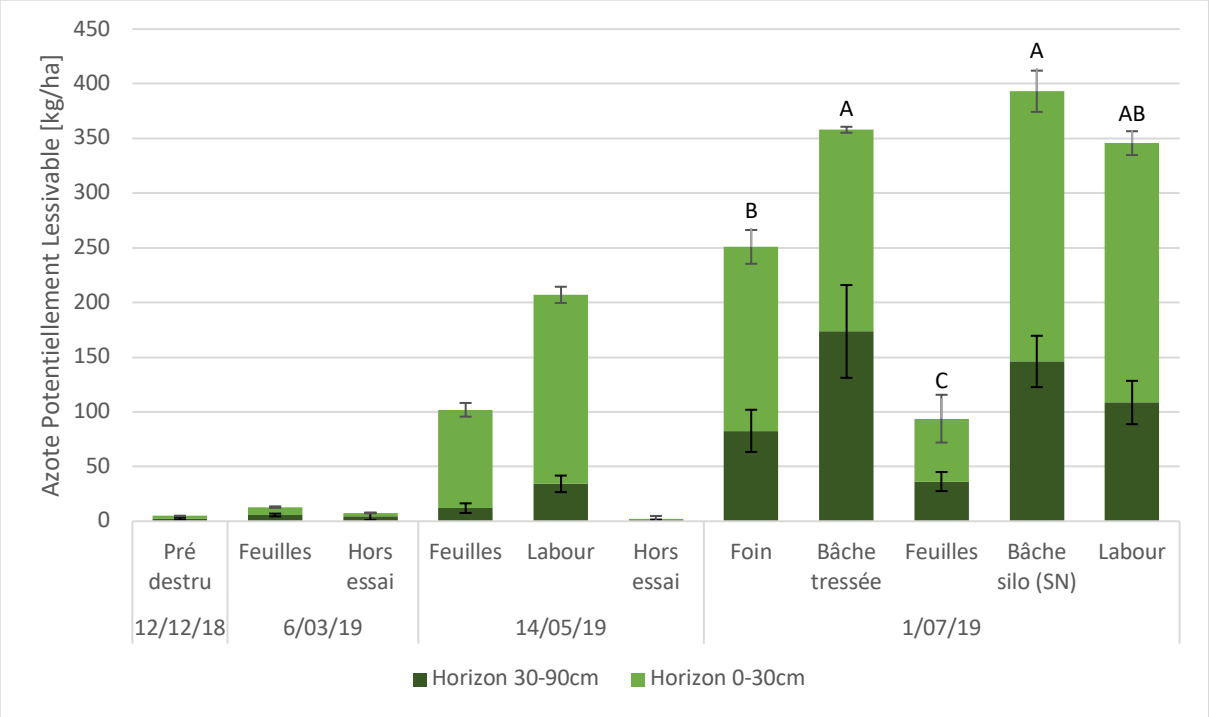


Figure 31: Évolution du contenu en nitrates (moyenne et écart-type) cumulé sur deux horizons (0-30cm et 30-90cm) selon les traitements de destruction de date 2. "Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. "Hors-essai" se rapporte aux prélèvements effectués en bordure de la parcelle d'essai où la prairie est encore installée. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I.

L'analyse ANOVA I regroupe cette fois les traitements en quatre catégories (A, AB, B et C). Le groupe A reprend les traitements *T3 : bâche tressée* et *T5 : bâche de silo (SN)*. Ils possèdent les valeurs de reliquats azotés les plus élevées. Le groupe B reprend le traitement *T2 : foin.* Entre ces deux classes se situe la catégorie AB qui comprend le *labour*. Enfin, le traitement *T4 : feuilles* appartient au groupe C. A nouveau, ce traitement est synonyme de valeur minimale de reliquats azotés. C'est encore une fois expliqué par le taux de couverture présent en fin de destruction. En effet, la moitié de la zone couverte par l'analyse était au moins recouverte de moitié par de la végétation. La prairie étant moins détruite, il y a eu moins de matière organique décomposée et donc moins de nitrate libéré. De plus, il y a pu avoir absorption de l'azote minéralisé par cette végétation non détruite. Cette absorption par une culture mise en place est d'ailleurs un des moyens prônés pour lutter contre la lixiviation des nitrates. En effet, l'implantation d'un couvert après un retournement de prairie permet de limiter les quantités de nitrates susceptibles de percoler (Laurent et al. 2010). On parle ainsi de minéralisation nette amoindrie car il y a absorption par le couvert (Decau et Salette 1992).

Une nouvelle fois, le niveau APL le plus élevé se rapporte au traitement *T5 : bâche silo (Sol Nu)* et pour la date de prélèvement la plus tardive. Cela confirme que les quantités d'azote minéralisé augmentent avec le temps. En outre, le plus grand nombre de mesures disponibles pour la date du 1er juillet confirme ce qui a été avancé précédemment concernant la lixiviation. Les niveaux APL présents dans les horizons profonds ont considérablement augmenté entre le prélèvement de mai et celui de juillet.

Comparaison entre les dates de destruction

Une comparaison entre les dates de destruction est possible et permet de constater l'influence des conditions climatiques sur la minéralisation. En effet, une période de temps, de l'ordre de ± 85 jours, s'est écoulée entre la mise en place de la destruction de date 1 et les prélèvements du 6 mars 2019. Ce même laps de temps a été respecté entre la mise en place de la destruction de date 2 et les prélèvements du 14 mai 2019. Toutefois, compte tenu des échantillons prélevés à ces dates, la comparaison n'est possible que pour deux traitements, le *T4 : feuilles* et le *labour* (Tableau 7).

Tableau 7: Comparaison des niveaux d'azote potentiellement lessivable (APL) cumulés sur les deux horizons pour deux traitements après ± 85 jours de destruction pour les deux dates de destruction.

	Fenêtre temporelle de la période de destruction	Nombre de jours écoulés	APL [kg/ha] T4 : feuilles	APL [kg/ha] Labour
Date 1	12/12/18 – 06/03/19	84	58	80
Date 2	18/02/19 – 14/05/19	85	100	207

On remarque que la minéralisation hivernale, correspondant à la date 1, est bien inférieure à la minéralisation printanière. Ceci est notamment dû aux différences de température entre ces deux saisons. L'effet des conditions climatiques est donc notable. Il est important de faire coïncider cette période d'importante minéralisation avec un prélèvement des nitrates par une culture qui va permettre de limiter le risque de lixiviation, tout en conservant cette fertilité dans les horizons supérieurs (De Toffoli et al. 2013). Néanmoins, bien que la minéralisation paraisse moindre en hiver, elle est non négligeable et son impact sur l'environnement va dépendre de la lame drainante tombée en cette saison. Dans tous les cas, il faut privilégier un couvert hivernal ou une culture de couverture rapidement après destruction car laisser le sol nu favorise considérablement la lixiviation des nitrates (Decau et Salette 1992, McLenaghen et al. 1996, Laurent et al. 2010).

Discussion globale sur l'azote total

De la même manière que pour le carbone, il convient de faire un bilan des entrées et des sorties possibles d'azote dans le système. La matière organique est l'apport principal d'azote dans le système, que cela soit par la végétation de la prairie qui se dégrade ou par l'apport de foin et de feuilles. Celle-ci va augmenter le stock d'humus ou être décomposée (tout comme une partie de cet humus). Cependant, le rapport C/N de cette matière organique est important car c'est ce dernier qui définit le degré le facilité de dégradation de cette matière organique. En effet, un rapport faible va permettre une minéralisation rapide car beaucoup d'azote est libéré tandis qu'un rapport élevé occasionne une minéralisation ralentie. En effet, peu d'azote

est libéré et les organismes décomposeurs vont le prélever afin de satisfaire leurs propres besoins en azote. Il s'agit du phénomène d'immobilisation précédemment cité (Decau et Salette 1992, Attard et al. 2016). Ce phénomène peut être potentiellement illustré par le traitement *T4 : feuilles* qui présente des niveaux APL très faibles. Cependant, cet effet n'est pas aussi marqué pour le traitement *T2 : foin* et les résultats ne permettent pas de quantifier ce phénomène. Des pertes sous forme de dénitrification existent également mais ce phénomène n'est pas négligeable car important en conditions chaudes accompagnées de fortes pluies (Decau et Salette 1992, Gagnon 2009). Par ailleurs, les pertes par lixiviation sont plus importantes, d'autant plus sur un sol nu comme constaté par le traitement *T5 : bâche silo (SN)* en date 1. Afin de lutter contre cette lixiviation, il est recommandé d'implanter des couverts qui vont permettre d'absorber les nitrates libérés par la minéralisation. Ce phénomène est appelé l'effet couvert et il est d'autant plus marqué que le taux de couverture présent en fin de destruction est élevé. L'ensemble de ces phénomènes, malheureusement non quantifiés, interagissent au sein du sol et rendent l'interprétation de ces résultats assez hypothétique.

1.3 Aspect physique du sol

1.3.1 Granulométrie

Les résultats relatifs à l'analyse de la granulométrie nécessaires pour calculer l'instabilité structurale sont issus du mémoire de B. Delvaux (1978) (Tableau 8).

Tableau 8: Profil granulométrique de la prairie (Delvaux 1978).

Horizon	Prof. [cm]	Argile [%]	Limons tot [%]	Sables tot [%]	% Carbone
Ap	0-15	17,9	69,3	12,675	1,8
A2	15-40	15,7	71,8	12,52	0,55
B1	40-65	21,7	73,7	4,47	0,092
B21t	65-105	22,2	71,6	6,13	0,3
B22t	105-140	24,3	71	4,61	0,07
B23t	140-170	23,4	69,8	6,62	0,05
D1	170-190	29	27,4	43,42	0,04
D2	190-210	26,7	13,7	59,51	0,02
D3	210-245	22,8	9,8	67,21	0,02

L'analyse de la granulométrie permet de classer ce sol comme sablo-limoneux selon le triangle des textures, ce qui est en accord avec la carte des principaux types de sols de Wallonie, disponible sur le géoportail de la Wallonie (Wallonie – État de l'environnement SPW 2018).

1.3.2 Densité apparente

La densité apparente permet de mettre en avant l'état de compaction d'un sol et donc sa capacité d'infiltration ainsi que sa résistance potentielle face à la croissance racinaire des plantes (Hagan et al. 2010). Cette variable a fait l'objet d'une analyse ANOVA II sur l'ensemble des données récoltées. Aucun des deux facteurs ne s'est révélé significatif. Il a tout de même été décidé d'effectuer une analyse ANOVA I sur chaque jeu de données correspondant aux dates de destruction distinctes. La présence d'étiquettes faisant part des groupes établis par le test de Tukey signifie que le facteur traitement est significatif. Dans le cas contraire, il n'y a pas d'étiquette.

Destruction de date 1

Pour la destruction de date 1, l'analyse de la densité apparente de l'horizon 0-15 cm a été effectuée le 1er mai 2019 (Figure 32). L'ANOVA I n'a pas révélé d'effet significatif du facteur traitement pour ces données.

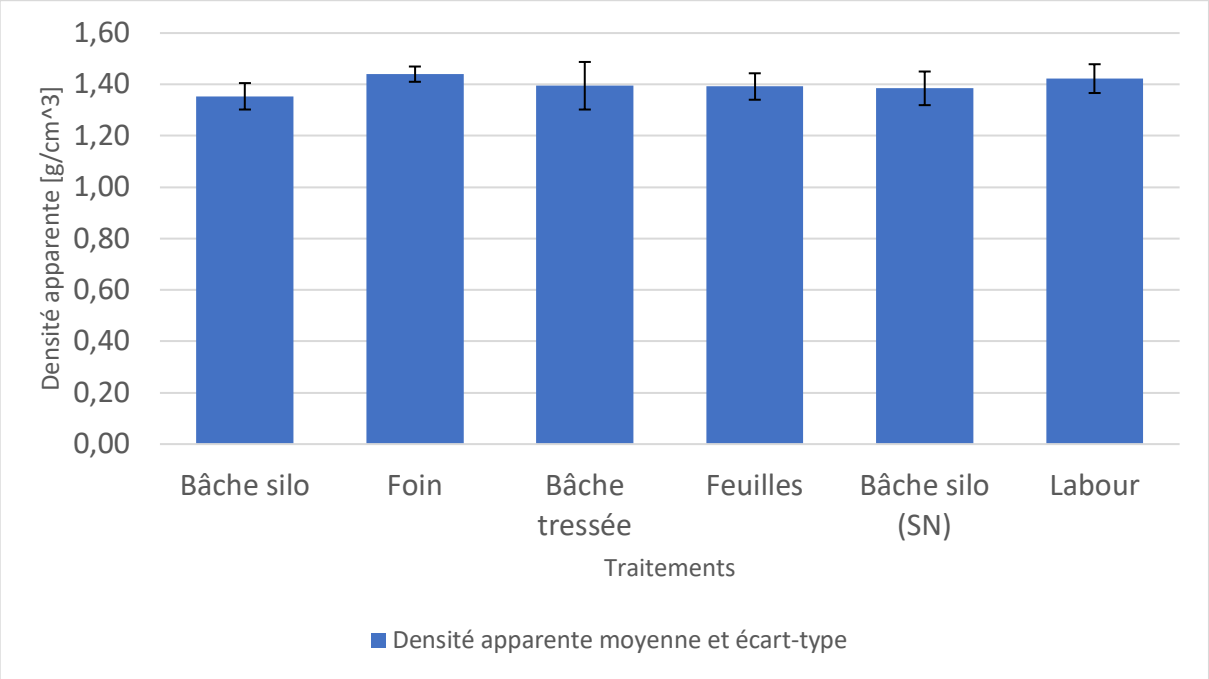


Figure 32: Densité apparente de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 1.

Malgré l'absence de significativité du facteur traitement, une légère tendance se dessine. La densité apparente la plus élevée est mesurée sur le traitement *T2 : foin* avec une valeur de 1,44 g/cm^3. Juste derrière se trouve le *labour* avec 1,42 g/cm^3. Suivent ensuite les traitements *T3 : bâche tressée*, *T4 : feuilles* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)* avec respectivement 1,39 g/cm^3 pour les deux premiers citées et 1,38 g/cm^3 pour le troisième. La valeur la plus faible, 1,35 g/cm^3 est attribuée au traitement *T1 : bâche silo*. Le classement est donc : T2 > L > T3 = T4 > T5 > T1.

Destruction de date 2

Pour la destruction de date 2, l'analyse de la densité apparente de l'horizon 0-15 cm a été effectuée le 10 juin 2019 (Figure 33). L'analyse ANOVA I ayant révélé sur ces données la significativité du facteur traitement, un test de Tukey a été établi.

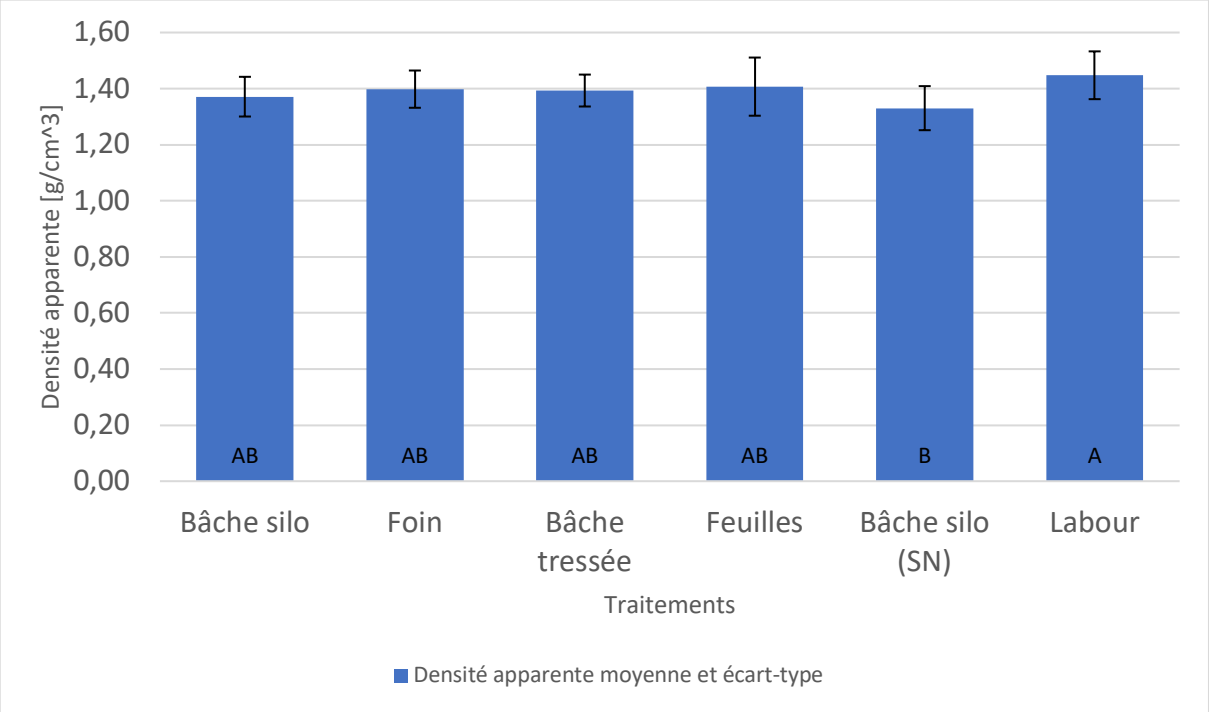


Figure 33: Densité apparente de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 2. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'analyse ANOVA I.

Le facteur traitement étant ici significatif, le test de Tukey a permis d'établir des groupes regroupant des traitements avec des moyennes similaires. Le groupe A comprend le *labour* avec la valeur la plus élevée alors que le groupe B est composé du traitement avec la plus faible valeur de densité apparente, le *T5 : bâche silo (Sol Nu)*. Le groupement AB reprend donc les quatre autres traitements. Un classement peut également être établi et cela donne : L > T4 > T2 > T3 > T1 > T5.

Discussion globale sur la densité apparente

La transition d'une prairie à une terre cultivée s'accompagne d'une augmentation de la densité apparente du sol comme différentes études l'ont montré (Celik 2005, Barral et al. 2007, Haghighi et al. 2010). Cela est dû à la perte progressive de matière organique au cours des successions culturales qui suivent la destruction. Ces pertes sont d'ailleurs bien plus significatives dans les dix premiers centimètres du sol, où le stock de carbone y est le plus important (Attard et al. 2016). Les valeurs de densité apparente élevées pour le labour peuvent être expliquées par ce phénomène. En effet, le retournement de la terre mélange les différents horizons et ainsi, répartit le carbone au sein de la couche correspondant à la

profondeur de labour. De plus, la dégradation de la matière organique est favorisée (Buysse et Aubinet 2010). Il y a donc une perte de matière organique dans l'horizon de surface et donc une augmentation de la densité apparente.

En agriculture, les pertes de matière organique sont parfois compensées par l'incorporation des résidus de cultures, l'ajout de fumier, les couverts ou autres amendements organiques. Ces techniques sont efficaces car il est constaté que l'augmentation de la teneur en matière organique s'accompagne d'une diminution de la densité apparente (Bauer 1974, Bronick et Lal 2005). Cette théorie ne permet cependant pas d'expliquer totalement les résultats obtenus lors de cet essai. En effet, les matières organiques utilisées ici sont déposées à la surface du sol et non incorporées directement à celui-ci. Les effets en sont donc moins marqués. Cela se remarque pour le traitement *T2 : foin*. L'incorporation de foin au sein du sol par la macro-faune ne semble pas être une réussite et les valeurs de densité apparente sont élevées pour ce traitement, et ce, en date 1 et en date 2. Toutefois, il y a une certaine nuance pour le traitement *T4 : feuilles* car en date 1, ce traitement se trouve plus en bas de classement alors qu'en date 2, il est dans la moitié supérieure correspondant à une densité apparente élevée. Une bonne incorporation peut être la raison de cette différence car, pour rappel, en date 2, la procédure d'application de la couche de feuilles était différente. La quantité de matière incorporée par la macro-faune est donc probablement différente pour les deux dates de destruction, ce qui résulte en une différence de la densité apparente mesurée.

1.3.3 Stabilité structurale

La stabilité structurale d'un sol se mesure en fait par son inverse en calculant l'indice d'instabilité structurale (I_S) d'un agrégat. Cet indice varie entre 0,1 et 100. Une faible valeur de celui-ci s'apparente à une faible instabilité et donc, inversement, à une grande stabilité. Par ailleurs, l'indice d'instabilité structurale varie au cours des saisons (Combeau 1965, Abiven et al. 2009). Il a donc été décidé de séparer les données selon les dates de destruction afin d'opérer une analyse de variance ANOVA I du facteur traitement sur les données issues des deux dates de destruction de manière distincte. La présence d'étiquettes se référant aux groupes formés par le test de Tukey témoigne que le facteur traitement est significatif pour ces données. S'il n'y a pas d'étiquette, c'est que ce dernier n'est pas significatif.

Destruction de date 1

Pour l'analyse de la stabilité structurale de l'horizon 0-15 cm pour la destruction de date 1, le facteur traitement s'est révélé significatif, d'où la présence d'étiquettes associées aux groupes établis par le test de Tukey (Figure 34).

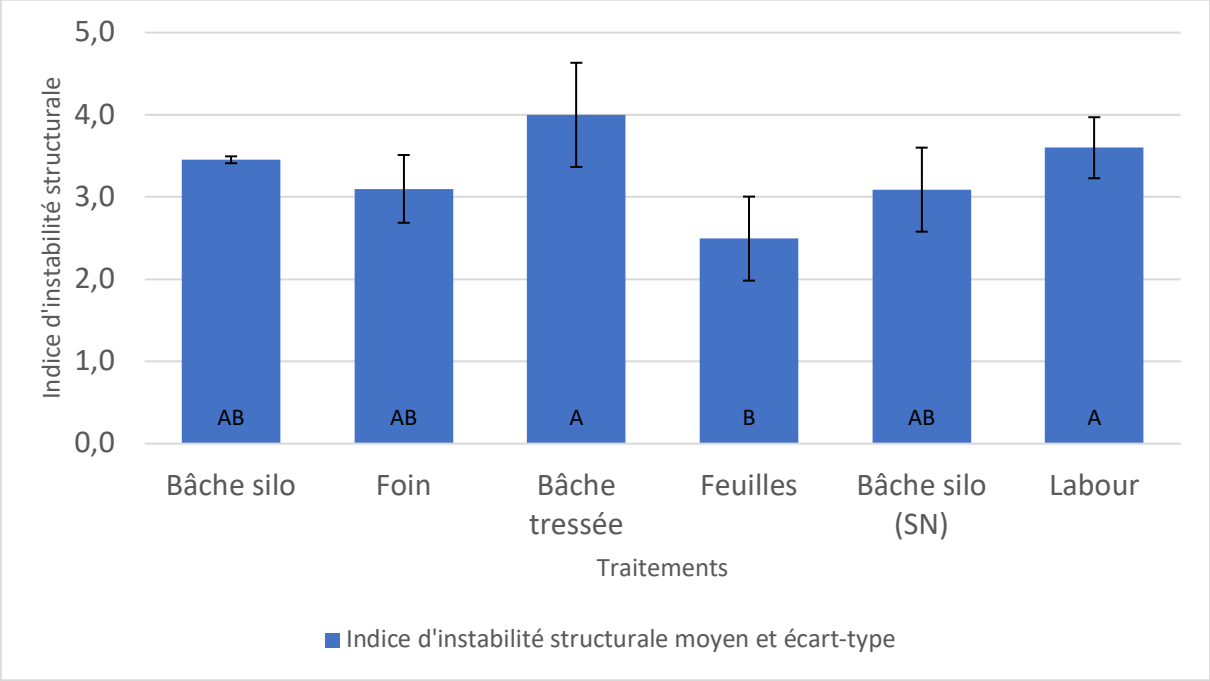


Figure 34: Indice d'instabilité structurale de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 1. Les étiquettes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'analyse ANOVA I.

Le groupe A reprend les traitements *T3 : bâche tressée* et *labour* pour lesquels l'instabilité structurale est la plus élevée. Il a été démontré que le labour détruit les macro-agrégats et donc affaiblit la stabilité structurale du sol labouré (Plante et McGill 2002, Ramesh et al. 2019). Le groupe B comprend à l'inverse le traitement *T4 : feuilles* dont l'indice d'instabilité structurale est le plus faible. Le groupe AB quant à lui contient trois traitements qui possèdent des valeurs d'indice d'instabilité structurale intermédiaires. Diverses études indiquent que l'apport de matière organique favorise la stabilité structurale car la formation d'agrégat en est stimulée (Pérès et al. 1998). En effet, la matière organique est un élément majeur de stabilisation des agrégats (Bronick et Lal 2005, Celik 2005, Haghighi et al. 2010). Cependant, il est constaté que tant l'apport de feuilles que de foin est bénéfique pour la stabilité structurale (Abiven et al. 2009). Or, ici, l'influence semble plus importante pour les feuilles que pour le foin.

Destruction de date 2

Concernant la destruction de date 2, l'analyse de la stabilité structurale sur l'horizon 0-15 cm ne semble pas avoir été influencée par le facteur traitement (Figure 35).

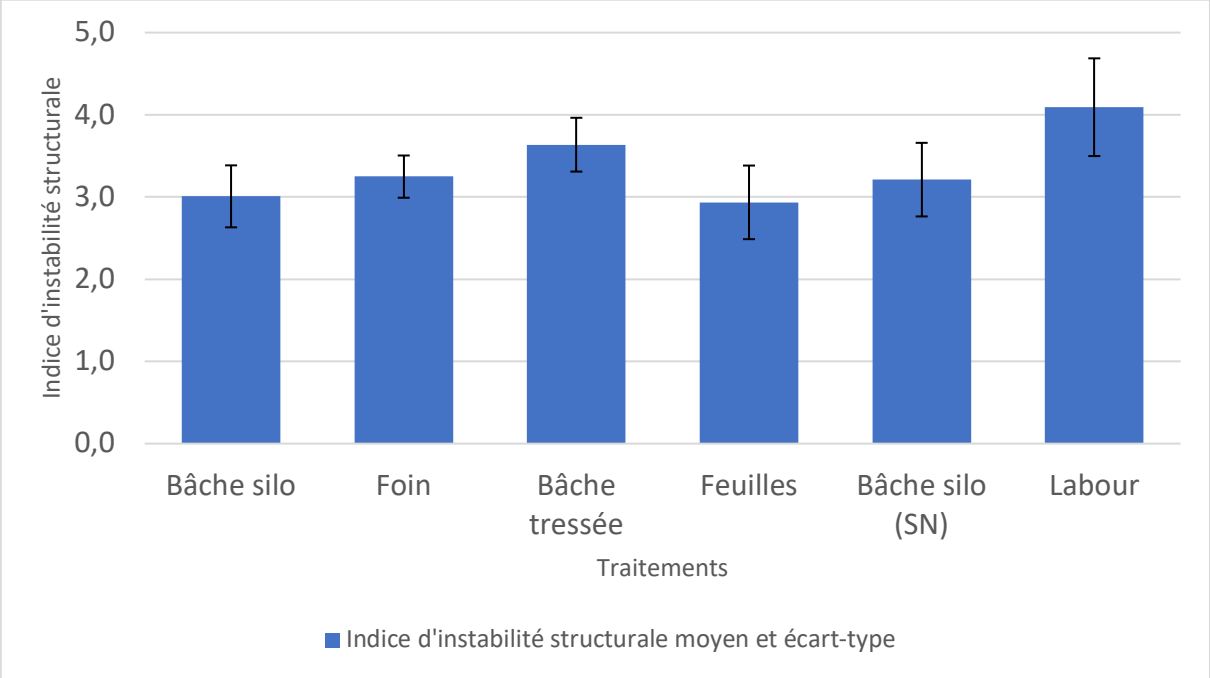


Figure 35: Indice d'instabilité structurale de l'horizon 0-15 cm selon les traitements de date 2.

Malgré la non-significativité du facteur traitement pour ces résultats (p-value = 0.0501), la tendance reste relativement identique à celle observée en date 1. L'indice I_S est élevé pour les traitements *T3 : bâche tressée* et *labour* et est le plus faible pour le traitement *T4 : feuilles*. Une nouvelle fois, le traitement *T2 : foin* semble moins efficace que l'application de feuilles malgré ce qui est décrit par la littérature. Les traitements *T1 : bâche silo* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)* présentent des valeurs d'I_S similaires, comme ce fut également le cas précédemment.

De manière générale, ces niveaux d'indice I_S sont très bas pour tous les traitements confondus et il est donc possible de qualifier le sol correspondant à ces traitements de « très stable » sans aucune manifestation de désagrégation (Massenet 2012).

1.3.4 Pénétrométrie

Les profils de pénétrométrie (Figures 36 à 41) expriment l'évolution de la pression à appliquer afin de pénétrer en profondeur au sein du profil de sol. Les conditions limites de culture sont fixées par le cadran chromocodé de l'appareil, qui indique que celles-ci deviennent insuffisantes dès 300 lb/po^2, correspondant à 20,7 bars. Cette valeur sert principalement de guide étant donné les variations de développement racinaire entre espèces et les différents types de sol existants.

Les résultats du traitement *T1 : bâche silo* et *T5 : bâche silo (Sol Nu)* montrent qu'à partir de 15 cm de profondeur, les conditions d'enracinement ne sont plus propices au bon développement des cultures alors que pour les traitements *T2 : foin* et *T3 : bâche tressée*, cette limite n'apparait qu'une dizaine de centimètres plus bas, ce qui laisse plus de profondeur

disponible aux racines des cultures. Concernant le traitement *T4 : feuilles*, la valeur limite de 20,7 bars n'est jamais dépassée bien que les valeurs s'en approchent entre 19 et 26 cm de profondeur avant de diminuer plus en profondeur et augmenter en base de profil. Ces valeurs plus faibles peuvent s'expliquer par une plus grande présence de la macro-faune sur ce type de traitement. En effet, les inventaires ont permis de noter une activité plus importante en vers de terre sur ces petites parcelles et il est prouvé qu'un apport en matière organique augmente le nombre ainsi que le type d'individus (Pérès et al. 1998). Ceci a des répercussions sur la structure du sol, en augmentant sa porosité. Celle-ci résulte de l'apport en matière organique par la couche de feuilles mortes qui apporte les éléments favorisant le développement de la biologie du sol. Les faibles valeurs associées aux horizons de surface du traitement par *labour* peuvent s'expliquer par le traitement en tant que tel. Le sol étant retourné et décompacté, les mottes sont donc bien aérées et la pénétration y est aisée. Néanmoins, les conditions deviennent insuffisantes dès 26 centimètres de profondeur alors que la profondeur de labour est, en théorie, de 40 centimètres. L'effet du labour n'est donc visible que sur les premières dizaines de centimètres, avec une pression à appliquer faible. S'en suit une zone de transition qui passe de valeurs faibles à des valeurs supérieures à celle des conditions limites de culture. Cette zone traduit la profondeur réelle du labour, légèrement en-deçà de la théorie. Les horizons profonds se caractérisent par une pénétrométrie élevée ne permettant pas le développement de racines.

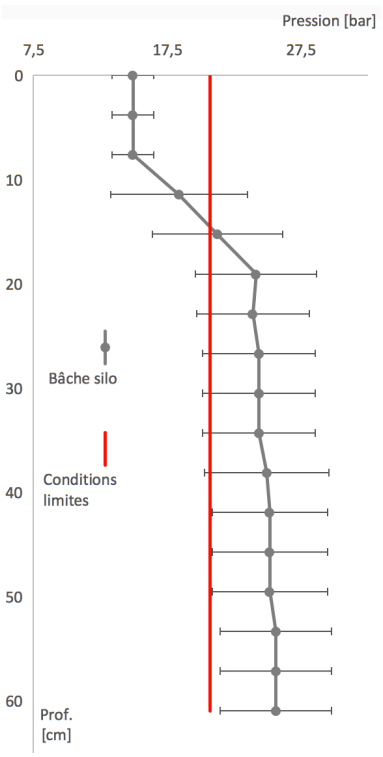


Figure 36: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T1: bâche silo en date 1

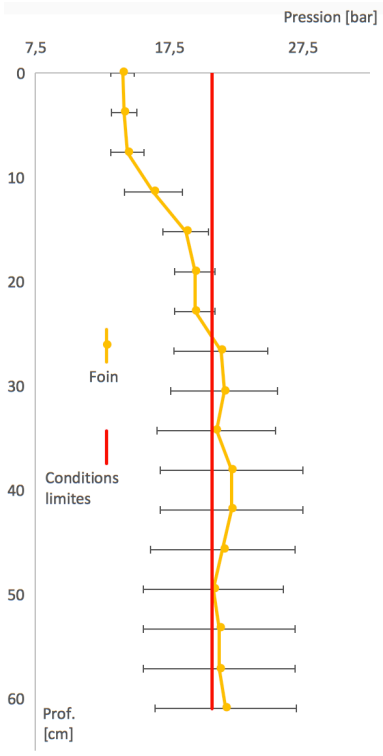


Figure 37: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T2 : foin en date 1

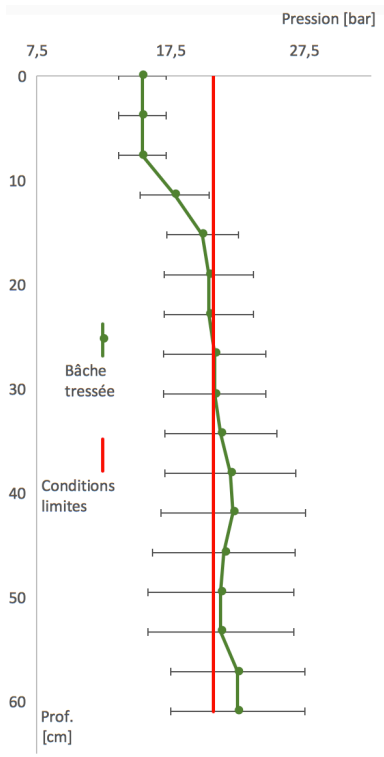


Figure 38: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T3: bâche tressée en date 1

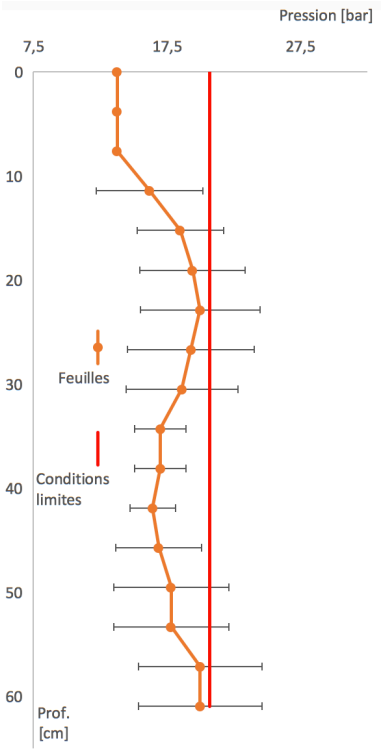


Figure 39: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T4 : feuilles en date 1

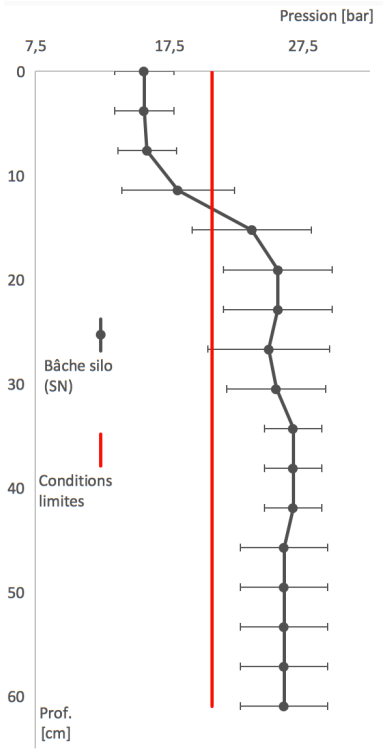


Figure 40: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement T5: bâche silo (Sol Nu) en date 1

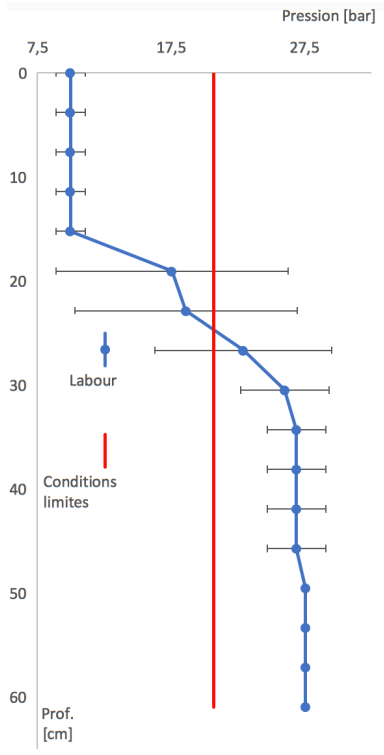


Figure 41: Pénétrométrie moy. et écart-type en fonction de la profondeur pour le traitement labour en date 1

Afin de déterminer plus précisément la profondeur à laquelle les conditions de culture deviennent insuffisantes, la moyenne et l'écart-type de cette profondeur limite par traitement ont été extraites des différentes mesures de pénétrométrie (Tableau 9). Lorsqu'elle la valeur critique n'a pas été atteinte, pour le traitement *T4 : feuilles* uniquement, cette profondeur limite fut associée à la profondeur maximale sondée, à savoir 61 cm. L'analyse ANOVA I a été effectuée sur la profondeur à laquelle les conditions de culture deviennent insuffisantes. Les résultats de celle-ci révèlent que le facteur traitement est hautement significatif.

Tableau 9: Profondeur pour les traitements de date 1 à laquelle les conditions de culture deviennent insuffisantes selon la valeur guide fournie par ArgaTronix. Les groupes se réfèrent au test de Tukey ayant suivi l'ANOVA I.

Traitement	**Prof. moyenne et écart-type [cm]**	**Groupe**
T1 : Bâche silo	16,4 ± 7,8	B
T2 : Foin	25,4 ± 17,3	B
T3 : Bâche tressée	28,3 ± 23,4	AB
T4 : Feuilles	43,3 ± 21,1	A
T5 : Bâche silo (SN)	15,7 ± 8,8	B
Labour	22,3 ± 5,7	B

Trois groupes se distinguent et celui le plus représenté, le groupe B, comprend quatre traitements qui sont *T1 : bâche silo*, *T2 : foin*, *T5 : bâche silo (Sol Nu)* et *labour.* Ces traitements se réfèrent à des conditions limites de pénétration rencontrées à de faibles profondeurs (entre 15,7 et 25,4 cm). Ce sont les traitements qui sont donc les plus limitants pour le système racinaire des futures cultures car ils restreignent l'espace disponible pour les racines. Le groupe AB reprend le traitement *T3 : bâche tressée* qui correspond à une profondeur plus importante, d'une moyenne de 28,3 cm avant que les conditions ne deviennent insuffisantes. Enfin, le groupe A, contient le traitement *T4 : feuilles*, qui présente la profondeur la plus élevée, 43,3 cm et ce, malgré le biais existant pour les mesures n'ayant pas atteinte la valeur critique pour lesquelles la profondeur maximale fut associée. C'est donc ce traitement qui semble exercer le moins de contraintes pour le développement des racines jusqu'à cette profondeur. Cela s'explique par la présence accrue de macropores dans ce type de sol. Comme expliqué précédemment, l'apport de feuilles en surface a permis le développement de l'activité biologique de la macro-faune. Certaines études constatent que l'activité des vers de terre permet l'enfouissement des feuilles (Raw 1962, Le Couteulx et al. 2015) en surface mais ces observations se limitent aux dix premiers centimètres. Cependant, l'augmentation de la porosité due à cette activité faunale décuplée ne se situe que dans les horizons supérieurs, autrement dit, les 24ers centimètres de sol où l'activité biologique est la plus importante (Pérès et al. 1998). Il n'est donc pas possible d'expliquer cette faible pénétrométrie via cette hypothèse au-delà de cette profondeur.

Bien que le nombre de mesures soit plus important pour cette analyse, les écart-types demeurent élevés, ce qui doit conduire à une certaine prudence lors de l'analyse des résultats obtenus. La précision de la mesure est la principale source de cette variabilité. L'appareillage utilisé est complexe car il faut simultanément noter la profondeur ainsi que la valeur de pénétrométrie mesurée tout en enfonçant la tige avec une vitesse la plus régulière possible.

2. Discussion générale

2.1 Bilan de l'essai

De manière générale, il ressort des différentes analyses de variance que ce sont les variables mesurées dans l'horizon superficiel, 0-15cm, qui sont le plus souvent influencées par les différents traitements. Lorsque les horizons profonds présentent des variables dont le facteur traitement s'est révélé significatif, il faut remarquer que c'est principalement le traitement par labour qui diffère des traitements d'occultation. Les groupes formés par les tests de Tukey le montrent. Cela s'explique par le fait que les traitements d'occultation n'opèrent qu'à la surface du sol alors que le labour agit plus en profondeur. Il est donc plus judicieux de porter l'analyse des effets des différents traitements de destruction l'horizon de surface 0-15 cm.

Une majorité des propriétés physico-chimiques du sol et leurs variations sont liées à la teneur en matière organique. Ce sont donc les variations de cette teneur en matière organique dans l'horizon 0-15 cm selon les différents traitements qui permettent de mettre en exergue certaines variations de propriétés physico-chimiques.

Pour revenir aux résultats de teneur en carbone organique total, il apparait que le traitement par labour en possède un stock considérablement amoindri dans l'horizon 0-15 cm comparé aux autres traitements. Que ce soit pour la date 1 ou la date 2, les mauvais résultats obtenus pour d'autres propriétés physiques et chimiques découlent des faibles taux de COT du traitement *labour*. Ceci est d'autant plus notable en date 2, pour laquelle le taux de COT du labour en fin de destruction est de seulement 1,84%. A cela s'associent la densité apparente la plus élevée, ainsi que l'instabilité structurale la plus élevée et la CEC la plus faible de tous les traitements. Les niveaux d'APL renseignent sur la minéralisation de cette matière organique et donc la perte de carbone organique en CO_2. Ces niveaux constatés pour le labour sont élevés et donc justifient ces stocks amoindris. Néanmoins, les traitements *T3 : bâche tressée* et *T5 : bâche silo (SN)* présentent également des reliquats azotés élevés malgré leur stock élevé de COT. Mais il faut rappeler que le labour, au-delà de favoriser la minéralisation, mélange les couches de sols et donc dilue cette teneur en COT.

D'autres propriétés comme le pH_{H20}, pH_{KCl} et la conductivité semblent être moins sensibles à ces variations de COT. Cependant, il faut rappeler que ces résultats ont été obtenus à très court terme, or ces propriétés risquent d'évoluer mais sur un laps de temps plus long. Il serait dès lors intéressant de suivre l'évolution de toutes ces propriétés afin de dégager une tendance qui pourrait varier selon les traitements appliqués. Quoiqu'il en soit, la teneur en matière organique risque de grandement varier dans les années qui suivent avec les cultures successives. Au vu des relations étroites entre la matière organique et d'autres propriétés, le suivi de la teneur de celle-ci permettra de mieux appréhender et d'éclaircir l'évolution de ces autres propriétés.

2.2 Prise de recul et commentaires

Au vu de ce bilan, il est nécessaire de mettre en lumière certaines remarques qui vont permettre de nuancer les résultats obtenus. Il est effectivement important de prendre du recul face à ces résultats et aux conditions dans lesquels ils ont été obtenus pour ne pas tirer de conclusion trop hâtive.

Premièrement, il convient de rappeler les différentes difficultés rencontrées lors de ce travail, principalement à la mise en place de l'essai et lors de certaines analyses qui ont suivi. En effet, le vent a été un élément perturbateur lors de cet essai et ce, pour les deux phases de destruction. Les techniques d'occultation (T1 à T5) ont été les plus touchées, avec une sensibilité accrue pour les deux types de bâche et les feuilles. Le labour n'a, quant à lui, pas été sujet à cette perturbation. Ces vents violents, favorisés par la situation géographique en plateau de la parcelle, n'ont pas garanti des conditions d'occultation constantes tout au long de la destruction. De plus, l'application de la couche de feuilles sur les traitements de date 2 a fait défaut. En effet, la totalité des feuilles récoltées (600m^3) fut utilisée pour convertir d'autres parcelles dans le cadre d'un autre projet de destruction, indépendant du présent essai. Les feuilles mortes utilisées pour le traitement *T4 : feuilles* de date 2 furent donc récupérées au râteau de ces parcelles voisines et transportées par brouette sur l'essai. La couche installée en date 2 fut donc bien moins dense que celle épandue via l'épandeur à fumier en date 1. En outre, la faible disponibilité de certains appareils comme le pénétromètre a empêché la prise de mesure pour la seconde date de destruction. Il en découle un certain manque d'informations qui ne permet pas de considérer ces résultats comme complets. Enfin, beaucoup d'acteurs ont pris part à cet essai. Une certaine défaillance dans la communication et/ou une incompréhension entre ces acteurs ont parfois abouti à des situations ne permettant pas les analyses prévues. Ce fut le cas notamment pour l'une des deux bandes de labour de date 1 qui fut hersée et semée avant que l'ensemble des analyses n'ait été effectué (taux de couverture, inventaire, pénétrométrie et densité apparente). Certains prélèvements APL n'ont pas pu être effectués sur l'une des parcelles du traitements *T5 : bâche silo (Sol Nu)* de date 1 étant donné que celle-ci fut semée alors que par définition, elle n'aurait pas du

l'être. Des analyses plus complètes de carbone et d'azote total devaient être réalisées au laboratoire de Michamps mais les échantillons prélevés ne sont pas parvenus dans les temps à respecter pour ce type d'analyse. Les résultats obtenus ne couvrent donc pas l'étendue des analyses prévues.

Deuxièmement, les analyses statistiques effectuées reposent sur des hypothèses de travail. En effet, les analyses ANOVA impliquent le respect des conditions suivantes : l'homoscédasticité et la normalité des données. La première indique que la variance des différentes classes observées doit être égale et la seconde veille à ce que la distribution des données observées suive une loi normale. Le faible nombre d'observations par classe ne permet pas d'évaluer avec certitude que ces deux conditions sont bien respectées. En effet, il est conseillé d'avoir un jeu de données bien étoffé afin que ces hypothèses puissent être validées et que l'analyse statistique qui en découle soit robuste. Les résultats sont d'autant plus fiables que le nombre d'observations est élevé. Il est donc important de prendre en compte ces remarques afin d'interpréter les résultats avec la précaution nécessaire.

PARTIE IV : CONCLUSION

Avec l'approche « bottom-up » de la ferme de Lauzelle qui permet de lier son activité de recherche à sa volonté de service à la société, ce travail apporte une approche scientifique aux réalités de terrain. Grâce aux différentes analyses et résultats obtenus dans le cadre de cet essai, il est possible d'émettre une recommandation sur les traitements de destruction testés. De cette manière, les agriculteurs et maraîchers peuvent identifier les atouts et les faiblesses de chaque traitement. Néanmoins, il s'agit là essentiellement d'une aide à la décision pour choisir telle ou telle technique de destruction car ce choix doit être fait en fonction des besoins, moyens et contraintes propres à l'exploitant.

Concernant la comparaison des différentes techniques d'occultation, la tendance est relativement la même bien que quelques exceptions soient notables. Il semble que le traitement *T4 : feuilles* fournisse de meilleurs résultats dans l'ensemble, bien que le taux de couverture en fin de destruction soit élevé. Des pistes d'amélioration sont envisageables, comme la mise en place d'un filet maintenant les feuilles en place sur la petite parcelle. Néanmoins, certaines caractéristiques du sol sont influencées positivement par ce traitement comme sa structure, sa pénétrométrie et son stock de carbone organique total. De plus, il faut souligner que les niveaux APL mesurés sont faibles, ce qui limite grandement le risque de pollution de l'environnement par les nitrates tout en permettant de maintenir la fertilité pour les prochaines cultures.

Le traitement *T2 : foin* peut sembler similaire au traitement *T4 : feuilles* car l'occultation s'opère par l'ajout d'une couche de matière organique à la surface mais les résultats ne sont cependant pas aussi encourageants. La résistance à la pénétration est plus marquée et la profondeur limite permettant de garantir des bonnes conditions de cultures est moins élevée. Le taux de couverture est également élevé et donc la destruction de prairie est moins efficace. Malgré cela, des niveaux APL plus élevés sont constatés et il y a donc un risque de perte de fertilité.

Les deux types de bâches renvoient des résultats relativement comparables. La destruction est plus efficace avec des taux de couverture négligeable ou nul en fin de destruction pour ces traitements. Cependant, les niveaux APL sont élevés pour ces deux traitements. Il y a donc un risque élevé de perte de fertilité. Quelques différences entre ces traitements sont toutefois remarquables comme une instabilité structurale légèrement plus élevée pour le traitement *T3 : bâche tressée* par rapport à *T1 – T5 : bâche silo – (SN)*. Ceci est probablement dû à la teneur en COT légèrement plus faible pour *T3 : bâche tressée* que pour *T1 – T5 : bâche silo – (SN)*. La résistance à la pénétration est plus élevée pour le traitement *T1 – T5 : bâche silo –*

(SN) qui limite donc l'espace disponible pour le développement des racines des futures cultures.

Il est utile de comparer cette méthode d'occultation avec le traitement par *labour* qui est la technique couramment utilisée pour convertir une prairie en culture. Ce traitement par *labour* joue donc un rôle de témoin en apportant des valeurs-références qui permettent de nuancer celles obtenues pour les traitements d'occultation. Pour le *labour*, les stocks de COT sont considérablement réduits dans l'horizon de surface. Ces faibles teneurs permettent d'expliquer les mauvais résultats obtenus pour les mesures d'instabilité structurale et de densité apparente. Les niveaux d'APL sont toutefois moins élevés que pour les traitements par bâche mais représentent tout de même un risque environnemental ainsi qu'une perte potentielle de fertilité.

En ce qui concerne l'effet engendré par le sol nu, les résultats des analyses de reliquats azotés ne permettent pas, à cette date-ci, de déterminer si l'absence de couverture favorise le phénomène de lixiviation des nitrates. En effet, pour la destruction de date 1, un engrais vert a été semé sur les petites parcelles le 14 mai 2019. Malheureusement, les résultats APL ultérieurs à cette date, ceux du 1er juillet 2019, ne présentent que les niveaux du traitement *T5 : bâche de silo (SN)*. Il n'y a donc pas de comparaison possible avec d'autres traitements. Pour la destruction de date 2, les semis ont été réalisés les 25 et 27 juin 2019. Les résultats des niveaux APL en date du 1er juillet 2019 ne permettent pas de mettre en lumière l'effet du prélèvement de ces cultures car le laps de temps est trop court. L'analyse des mesures des reliquats azotés ultérieures à cette date permettra de fournir plus d'informations sur cet effet. Quoiqu'il en soit, il est préférable pour les exploitants à qui cette étude s'adresse de limiter le temps écoulé entre la fin de la destruction et le semis des cultures. D'une part, pour limiter les risques environnementaux et d'autre part, afin que les cultures puissent tirer profit de cette fertilité accrue par la minéralisation.

Pour la comparaison des deux périodes de destruction étudiées, les résultats obtenus pour l'une ne diffèrent globalement pas beaucoup de ceux obtenus pour l'autre. L'effet le plus notable se distingue dans la mesure des reliquats azotés. Il semble que la destruction hivernale libère des quantités de nitrates nettement inférieures à celles libérées en destruction printanière. L'augmentation de la température entre ces deux saisons joue un rôle considérable sur la vitesse de minéralisation. Par ailleurs, il y a la nécessité de libérer les planches de cultures tôt dans l'année afin de garantir un certain niveau de production et donc de mener une activité maraichère rentable. Tous ces facteurs laissent à penser qu'il faut privilégier une destruction hivernale, suivie des semis tôt dans la saison (afin de limiter au maximum les pertes de fertilité et les risques environnementaux y étant liés) bien que celle-ci soit proscrite par la loi mais tout de même pratiquée.

Afin d'améliorer cette étude, différents points peuvent être discutés. Premièrement augmenter le nombre de répétitions permettrait d'obtenir plus de mesures pour chaque variable et donc réduire les écart-types. De cette façon, la fiabilité des résultats des tests statistiques serait améliorée. Deuxièmement, des prélèvements plus réguliers lors de la destruction permettraient d'observer l'évolution des variables étudiées lors du processus de destruction. Par ailleurs, pour parfaire les connaissances sur le sujet, il serait intéressant de reconduire ce type d'étude pour confirmer ou non les conclusions tirées pour cet essai. En effet, les alternatives au labour ne sont que très peu documentées actuellement. Enfin, d'autres études de ce type pourraient être menées dans des contextes différents, en variant certains paramètres comme le type de sol ou les quantités de foin et de feuilles déposées. Ceci permettrait de faire savoir aux acteurs de terrain que des alternatives, répondant au contexte dans lequel ils se trouvent, existent.

BIBLIOGRAPHIE

Abad, J.R.S., Khosravi, H., Alamdarlou, E.H., 2014. Assessment the effects of land use changes on soil physicochemical properties in Jafarabad of Golestan province, Iran. Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences 3, 296–300.

Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability–A literature analysis. Soil Biology and Biochemistry 41, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015

Addiscott, T.M., Whitmore, A.P., Powlson, D.S., 1991. Farming, fertilizers and the nitrate problem. CAB International (CABI).

Angers, D.A., Caron, J., 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. Biogeochemistry 42, 55–72. https://doi.org/10.1023/A:1005944025343.

Aquawal, 2014. Nitrate et eau de distribution | Tout savoir sur l'eau. URL : https://www.aquawal.be/fr/nitrate-et-eau-de-distribution.html?IDC=607.

ARGATRONIX – Manuel d'utilisation 2015. URL : https://www.agratronix.com/wp-content/uploads/2015/11/08180-manual.pdf?fbclid=IwAR2qTwkOHOKOOvY8pzL2yucWEzfsB3Z1qejWwf-Hq-2PIi8FNA9g73pqFyA

Attard, E., Le Roux, X., Charrier, X., Delfosse, O., Guillaumaud, N., Lemaire, G., Recous, S., 2016. Delayed and asymmetric responses of soil C pools and N fluxes to grassland/cropland conversions. Soil Biology and Biochemistry 97, 31–39. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.016

Barral, M.T., Buján, E., Devesa, R., Iglesias, M.L., Velasco-Molina, M., 2007. Comparison of the structural stability of pasture and cultivated soils. Science of the total environment 378, 174–178. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.045.

Barras, P., 2018. Le Nouveau Quartier | UCLouvain. URL : https://uclouvain.be/fr/administrations/adpi/lauz/projet.html.

Besnard, A., Laurent, F., Hanocq, D., Vertès, F., Nicolardot, B., Mary, B., 2007. Effect of timing of grassland destruction on nitrogen mineralization kinetics. Presented at the Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, Ghent, Belgium, 3-5 September 2007, Belgian Society for Grassland and Forage Crops, pp. 335–338.

Bielders, C., 2018. Soil Erosion and Conservation - LBRES2105. Université catholique de Louvain.

Blavet, D., Fardoux, J., 1993. Méthode densimétrique simplifiée pour l'estimation sur mottes de terre de la porosité totale et de caractéristiques associées (masse volumique apparente, masse volumique pseudo réelle sèche): protocole: évaluation des biais et des incertitudes.

Bonneau, M., Souchier, B., 1979. Pédologie 2 : Constituants et propriétés du sol. Paris : Masson, 459p.

Bonneau, M., Souchier, B., 1994. Pédologie 2 : Constituants et propriétés du sol. Masson.

Brady, N.C., Weil, R.R., Weil, R.R., 1999. The nature and properties of soils, 12th ed. Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.

Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124, 3–22. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005.

Bullinger-Weber, G., Le Bayon, R.-C., Guenat, C., Gobat, J.-M., 2007. Influence of some physicochemical and biological parameters on soil structure formation in alluvial soils. European Journal of Soil Biology 43, 57–70. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.05.003.

Burgos Hernández, T.D., Slater, B.K., Tirado Corbalá, R., Shaffer, J.M., 2019. Assessment of long-term tillage practices on physical properties of two Ohio soils. Soil and Tillage Research 186, 270–279. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.004.

Buysse, P., Aubinet, M., 2010. La respiration hétérotrophe dans les sols agricoles: description des facteurs importants et comparaison de modèles semi-mécanistes existants. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement 14, 707–717.

Capinov, 2018. La granulométrie du sol. URL : https://www.capinov.fr/la-granulometrie.php.

Celik, I., 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. Soil and Tillage Research 83, 270–277. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.001.

CIVAM, C., Bretagne, P.I., 2010. Pourquoi-comment réduire les risques «azote» liés au retournement des prairies? Synthèse bibliographique. Plan D'action Agriculture Durable Des CIVAM de Bretagne. Cesson.

Combeau, A., 1965. Variations saisonnières de la stabilité structurale du sol en région tempérée. Cah. Orstom, Pédol 3, 123–138.

Craw – Réseau Pameseb, 2019. Pameseb asbl - Dernières observations météo. URL : https://www.pameseb.be/meteo_intro/obs_meteo_sommaire.html.

Cugnon, T., Lambert, R., Mahillon, J., 2017. Corrélation entre le potentiel de minéralisation et la quantité d'azote minéralisée sur trois parcelles de prairies labourées. ASBL Centre de Michamps – Université catholique de Louvain.

Culman, S., DuPont, S., Glover, J., Buckley, D., Fick, G., Ferris, H., Crews, T., 2010. Long-term impacts of high-input annual cropping and unfertilized perennial grass production on soil properties and belowground food webs in Kansas, USA. Agriculture, ecosystems & environment 137, 13–24. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.008.

De Toffoli, M., Oost, J.-F., Lambert, R., 2013. Impact de la destruction de prairie sur le reliquat d'azote et la gestion de la fertilisation azotée. BASE.

Decau, M., Salette, J., 1992. Fate of ammonia nitrogen and nitric nitrogen in pastures soils during the seasons and after sward destruction [Lower Normandy (France)]. Fourrages (France).

Declerck, S., Draye, X., Lobet, G., 2018. Gestion intégrée du système sol plante - LBRES2106. Université catholique de Louvain.

Decoster, C., De Toffoli, M., Oost, J.-F., Lambert, R., 2015. Destruction de prairies permanentes: évitez le lessivage! Plein Champ.

Delvaux, B., 1978. De l'influence du facteur anthropique sur les propriétés pédologiques des udalfs (gray brown podzolic soils) en région limoneuse brabançonne. Université catholique de Louvain.

Delvaux, B., 2018. Sciences du Sol - LBIR1336 - Syllabus de laboratoire. Université catholique de Louvain.

FAO, 2015. Status of the world's soil resources (SWSR)–main report. Food and agriculture organization of the United Nations and intergovernmental technical panel on soils, Rome, Italy 650.

Fonder, N., Deneufbourg, M., Vandenberghe, C., Xanthoulis, D., Marcoen, J.M., 2010. Suivi de la percolation du nitrate en terres cultivées par la technique lysimétrique. Actes de l'Atelier" Nitrate-Eau" 2 au 5 juin 2009. Peyresq, France.

Fournier C., 2017. Faut-il interdire le glyphosate de Monsanto ? La RSE et le développement durable en entreprise : e-RSE.net. URL : https://e-rse.net/interdiction-glyphosate-france-27185/.

Fox, D., 2008. La dégradation des sols dans le monde. URL : http://unt.unice.fr/uoh/degsol/DFox.php.

Gagnon, J., 2009. Impact des différentes formes d'azote (Urée, NH4+, NO3-) sur la croissance des plants et sur le lessivage des engrais. Ressources naturelles et Faune. Québec. URL : https://www.agrireseau.net/references/27/04-Gagnon.pdf

Hagan, D., Dobbs, C., Escobedo, F., 2010. Florida's urban soils: underfoot yet overlooked. Florida cooperative extension service. University of Florida, Gainesville.

Haghighi, F., Gorji, M., Shorafa, M., 2010. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. Land Degradation & Development 21, 496–502. https://doi.org/10.1002/ldr.999.

Hardy, B., Godden, B., 2018. Implantation de cultures de légumes après prairie permanente : risques environnementaux et intérêts agronomiques. La lettre Paysanne 82, 17-19.

Hassink, J., 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. Soil Biology and Biochemistry 26, 1221–1231. https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90147-3.

Hassink, J., Neeteson, J., 1991. Effect of grassland management on the amounts of soil organic N and C. Netherlands journal of agricultural science 39, 225–236.

Henin, S., 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. Ann. Agron. 9, 73–92.

Jenkinson, D., 1988. Soil organic matter and its dynamics. Russell's soil conditions and plant growth 564–607.

Laurent, F., Besnard, A., Kerveillant, P., Vertès, F., 2004. De nouvelles références pour la minéralisation de l'azote. Perspectives agricoles 24–27.

Laurent, F, Kerveillant, P., Besnard, A., Vertés, F., Mary, B., Recous, S., 2004. Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote: approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux.

Le Couteulx, A., Wolf, C., Hallaire, V., Pérès, G., 2015. Burrowing and casting activities of three endogeic earthworm species affected by organic matter location. Pedobiologia 58, 97–103. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.04.004.

Le Moniteur belge, 13 juin 2014. Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement, contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture. URL : https://protecteau.be/resources/shared/publications/legislatif/PGDAIII.pdf.

MacMillan, T., Benton, T.G., 2014. Agriculture: Engage farmers in research. Nature 509, 25–27. https://doi.org/10.1038/509025a.

Malik, A.A., Puissant, J., Buckeridge, K.M., Goodall, T., Jehmlich, N., Chowdhury, S., Gweon, H.S., Peyton, J.M., Mason, K.E., van Agtmaal, M., 2018. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. Nature communications 9, 3591. https://doi.org/10.1038/s41467-018-05980-1.

Massenet, J.Y., 2012. Cours de Pédologie – Chapitre IV : Propriétés physiques du sol. URL : http://jymassenet-foret.fr/cours/pedologie/PEDO4-2012.pdf.

Mbuthia, L.W., Acosta-Martínez, V., DeBruyn, J., Schaeffer, S., Tyler, D., Odoi, E., Mpheshea, M., Walker, F., Eash, N., 2015. Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. Soil Biology and Biochemistry 89, 24–34. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.016.

McCauley, A., Jones, C., Olson-Rutz, K., 2017. Soil pH and organic matter. Nutrient management module 8, 1–16.

McLenaghen, R., Cameron, K., Lampkin, N., Daly, M., Deo, B., 1996. Nitrate leaching from ploughed pasture and the effectiveness of winter catch crops in reducing leaching losses. New Zealand Journal of Agricultural Research 39, 413–420. https://doi.org/10.1080/00288233.1996.9513202.

Mottier, A., Kientz-Bouchart, V., Serpentini, A., Lebel, J.M., Jha, A.N., Costil, K., 2013. Effects of glyphosate-based herbicides on embryo-larval development and metamorphosis in the Pacific oyster, Crassostrea gigas. Aquatic Toxicology 128–129, 67–78. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.12.002.

OMS, 2000. Directives de qualité pour l'eau de boisson. vol. 2: critères d'hygiène et documentation à l'appui.

Pérès, G., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., 1998. Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. Biol Fertil Soils 27, 417–424. https://doi.org/10.1007/s003740050452.

Plante, A., McGill, W., 2002. Soil aggregate dynamics and the retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies. Soil and Tillage research 66, 79–92. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00015-6.

Protect'eau 2019. Mon exploitation est en zone vulnérable. URL : https://protecteau.be/fr/nitrate/agriculteurs/zones-vulnerables.

Ramesh, T., Bolan, N.S., Kirkham, M.B., Wijesekara, H., Freeman II, O.W., Korres, N.E., Burgos, N.R., Travlos, I., Vurro, M., Salas-Perez, R., 2019. Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review, in: Advances in Agronomy. Academic Press Inc.

Ramos, F.T., Dores, E.F. de C., Weber, O.L. dos S., Beber, D.C., Campelo Jr, J.H., Maia, J.C. de S., 2018. Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. Journal of the Science of Food and Agriculture 98, 3595–3602. https://doi.org/10.1002/jsfa.8881.

Raw, F., 1962. Studies of earthworm populations in orchards: I. leaf burial in apple orchards. Annals of Applied Biology 50, 389–404. https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1962.tb06035.x.

Requasud, 2016. Minet, O., Ferber, F., Jacob, L., Lecler, B., Agneessens, R., Cugnon, T., Decruyenaere, V., Genot, V., Gofflot, S., Pitchugina, E., Planchon, V., Renneson, M., Sinnaeve, G., Wavreille, B., Dardenne, P., Baeten, V. La spectrométrie proche infrarouge. Une technologie rapide, précise et écologique pour déterminer la composition et la qualité des produits agricoles et alimentaires. URL : http://www.requasud.be/wp-content/uploads/2017/07/brochure_requasud_spectrometrie_proche_infrarouge.pdf

Robin, P., Morel, C., Vial, F., Landrain, B., Toudic, A., Li, Y., Akkal-Corfini, N., 2018. Effect of Three Types of Exogenous Organic Carbon on Soil Organic Matter and Physical Properties of a Sandy Technosol. Sustainability 10, 1146. https://doi.org/10.3390/su10041146.

Roth, G., Flessa, H., Helfrich, M., Well, R., 2012. Impact of two different types of grassland-to-cropland-conversion on dynamics of soil organic matter mineralization and N2O emission. Presented at the EGU General Assembly Conference Abstracts, p. 13319.

Rumpel, C., Chabbi, A., 2010. Response of bulk chemical composition, lignin and carbohydrate signature to grassland conversion in a ley-arable cropping system. Nutrient cycling in agroecosystems 88, 173–182. https://doi.org/doi:10.1007/s10705-009-9333-0.

Vandenberghe, C., De Toffoli, M., Bachelart, F., Imbrecht, O., Colinet, G., 2017. Survey Surfaces Agricoles. Etablissement des références APL 2016. Gembloux Agro-Bio Tech (ULg).

Vandenberghe, C., De Toffoli, M., Bachelart, F., Imbrecht, O., Lambert, R., Marcoen, J.M., 2013. Contrôle de l'azote potentiellement lessivable dans le sol en début de période de lixiviation. Établissement des valeurs de référence. Biotechnologie, agronomie, société et environnement 17, 231–236.

Vasques, I.C., Souza, A.A., Morais, E.G., Benevenute, P.A., da Silva, L. de C., Homem, B.G., Casagrande, D.R., Silva, B.M., 2019. Improved management increases carrying capacity of Brazilian pastures. Agriculture, Ecosystems & Environment 282, 30–39. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.017.

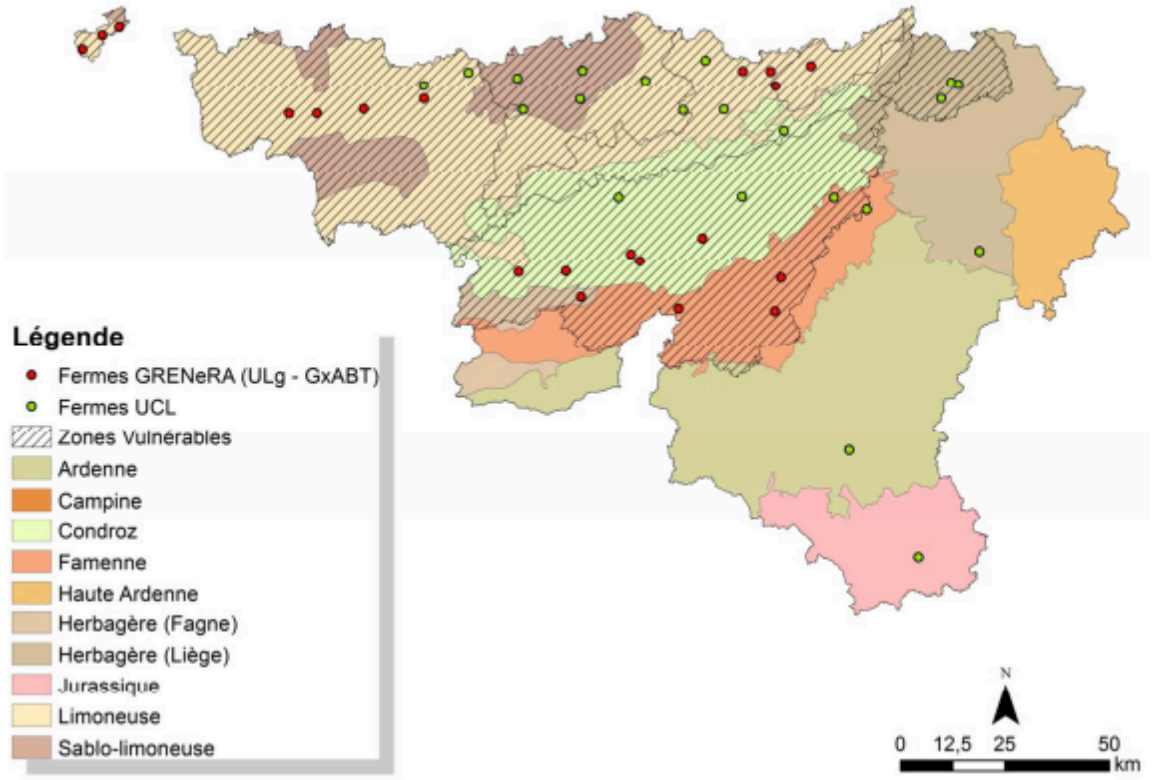
Velthof, G.L., Oenema, O., 2001. Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen.

Wallonie – État de l'environnement, 2018. Principaux types de sols. URL : http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/PHYS%204.html.

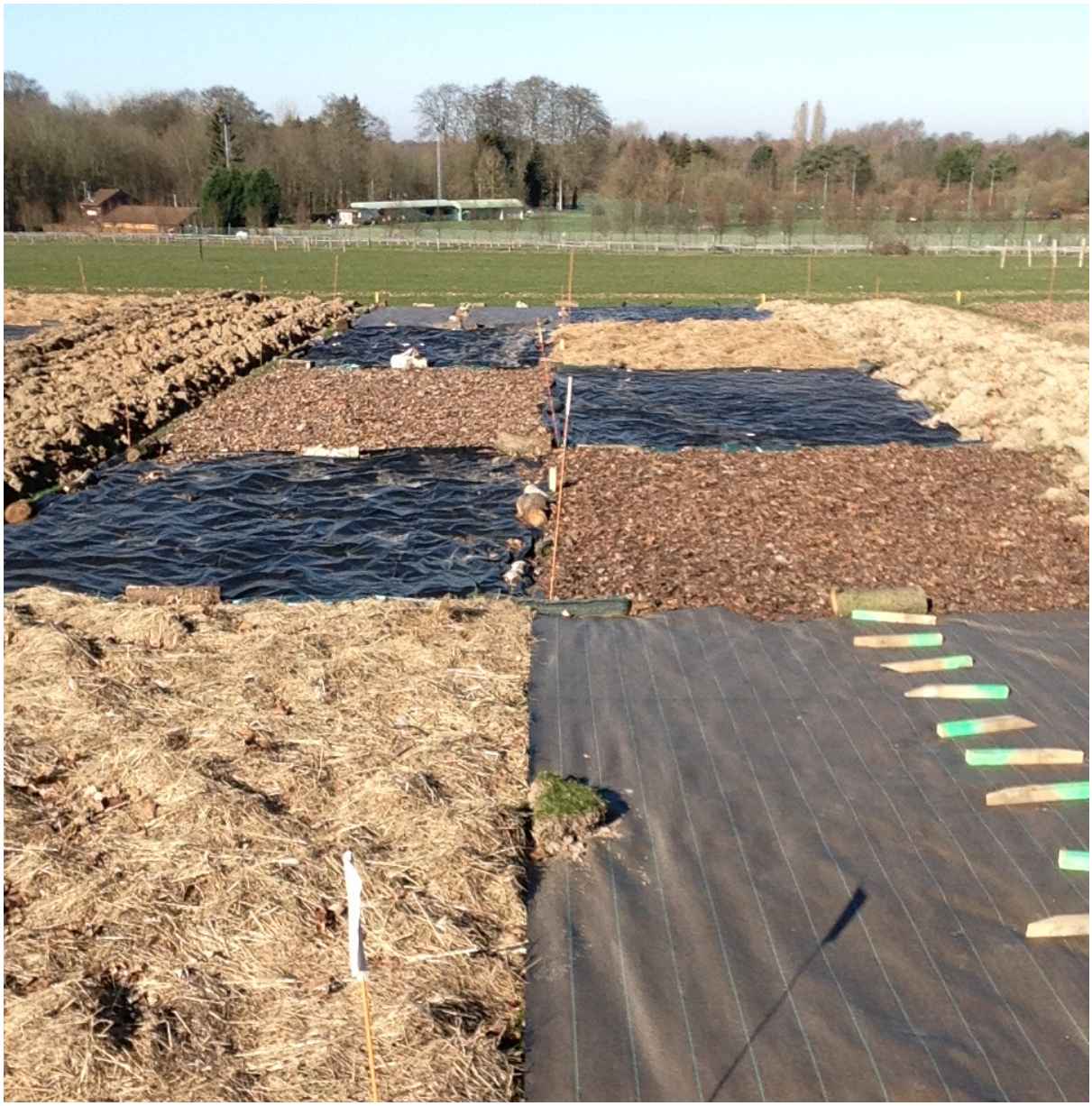
Wallonie – État de l'environnement, 2018. Teneurs en nitrate dans les eaux souterraines. URL : http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%2013.html?thematic=8b021b82-dfa7-4dc4-9550-cddb9f0760f2.

ANNEXES

Annexe 1 : Situation des 41 fermes participant à l'élaboration du programme « Survey surfaces agricoles ».



Annexe 2 : Photographie de l'essai, le 29 février 2019, au niveau du bloc de répétition n°2 avec la bande de labour R1 de date 2 sur la gauche et la bande de labour R2 de date 1 sur la droite.



Annexe 3 : Arrêté ministériel concernant le programme « Survey surface agricoles » en application du Code de l'Eau.

SERVICE PUBLIC DE WALLONIE

[2013/201453]

13 FEVRIER 2013. — Arrêté ministériel portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie réglementaire du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau

Le Ministre de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire, et de la Mobilité,

Vu le chapitre IV de la partie réglementaire du livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau, tel que modifié le 31 mars 2011, notamment les articles R. 214 à R. 220 ainsi que l'article R. 225;

Vu l'arrêté ministériel du 18 février 2008 portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie réglementaire du Code de l'Eau;

Considérant la nécessité d'établir une méthodologie précise pour l'établissement fiable de la mesure d'azote potentiellement lessivable dans les sols;

Considérant la nécessité d'établir chaque année des valeurs de référence d'APL reflétant les bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, mises en œuvre sur chaque classe de culture ou de prairie;

Considérant la nécessité de comparer de manière objective les APL mesurés dans les sols à ces valeurs de référence,

Arrête :

CHAPITRE Ier. — *Définitions*

Article 1er. Pour l'application du présent arrêté, il faut entendre par :

1° « centile » : pourcentage d'individus d'un échantillon, arrondi à l'entier le plus proche, qui ont obtenu un score inférieur à un score brut donné;

2° « survey surfaces agricoles » : réseau de points représentatifs au moyen duquel sont établies des valeurs de référence annuelles d'azote potentiellement lessivable.

CHAPITRE II. — *Répartition des parcelles, prélèvement, conditionnement et analyse des échantillons*

Art. 2. § 1er. Les parcelles de toute exploitation agricole dans laquelle des échantillons de sols sont prélevés en vue d'un dosage d'azote potentiellement lessivable sont réparties en huit classes visées à l'annexe Ire.

§ 2. Les échantillons de sol sont prélevés et conditionnés conformément à l'article 3 par l'Administration, par un laboratoire agréé, ou par un tiers mandaté par un laboratoire agréé ou par l'administration. Dans tous les cas, une personne mandatée par l'Administration peut assister à l'échantillonnage aux fins de vérification de la procédure.

§ 3. Seuls les laboratoires agréés sont habilités à effectuer le dosage APL.

Art. 3. § 1er. Avant de procéder à l'échantillonnage, l'agriculteur ou son représentant indique l'emplacement et la profondeur d'éventuels drains, dans la parcelle échantillonnée ou de tout autre élément susceptible d'être endommagé par le processus d'échantillonnage.

§ 2. Chaque parcelle dans laquelle des échantillons de sol sont prélevés en vue d'un dosage d'azote potentiellement lessivable, est échantillonnée :

- à raison de 15 prélèvements au moins lorsqu'il s'agit d'une parcelle de terre arable;

- à raison de 30 prélèvements au moins lorsqu'il s'agit d'une parcelle de prairie.

Lorsque la superficie de la parcelle est supérieure à 15 ha, l'échantillonnage est réalisé dans une zone de prélèvement délimitée par l'Administration. La zone de prélèvement est représentative de la gestion de l'azote de l'ensemble de la parcelle et couvre une superficie comprise entre 5 et 10 ha.

L'échantillonnage couvre de manière homogène l'entièreté de la parcelle ou l'entièreté de la zone de prélèvement visé à l'alinéa précédent, à l'exception des abords immédiats de son pourtour, des zones d'abreuvement, des zones d'affouragement, des sites de stockage ou de toute autre portion de surface traitée de manière significativement différente du reste de la parcelle.

§ 3. Chaque prélèvement dans une parcelle de terre arable est subdivisé en trois couches, une première couche de 0 à 30 cm de profondeur, une deuxième de 30 à 60 cm de profondeur et une troisième de 60 à 90 cm de profondeur pour autant que la profondeur de sol le permette.

Ces prélèvements se font à l'aide d'une sonde dont le diamètre est tel que la masse de terre prélevée soit au moins de 300 gr par couche et par parcelle échantillonnée.

En cas d'impossibilité de sonder une couche de manière représentative (prélèvement d'au moins 2/3 de la quantité de terre prévue pour la couche) sur une parcelle donnée, cette couche n'est pas prise en compte dans l'interprétation des résultats.

§ 4. Chaque prélèvement dans une parcelle de prairie s'effectue sur une couche unique de 30 cm de profondeur ou d'une profondeur moindre correspondant à l'épaisseur de sol meuble, si la profondeur de 30 cm ne peut pas être atteinte.

Ces prélèvements se font à l'aide d'une sonde dont le diamètre est tel que la masse de terre prélevée soit au moins de 300 gr par prélèvement et par parcelle échantillonnée.

§ 5. Pour chaque prélèvement, la sonde doit être uniformément garnie de terre.

§ 6. Au moment du prélèvement, le degré de ressuyage du sol doit être suffisant pour palier au risque de souillure d'une couche par une autre (« coulage ») et pour permettre aux traitements ultérieurs de se réaliser dans de bonnes conditions (tamisage, homogénéisation de l'échantillon).

§ 7. En cas d'impossibilité de réaliser des prélèvements conformes aux §§ 2 à 6 sur une parcelle donnée, la parcelle de remplacement est échantillonnée.

§ 8. Les prélèvements d'échantillons de sol réalisés en application des articles R.214 à R.220 et de l'article R.225 du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau sont exécutés entre le 15 octobre et le 30 novembre.

Cette période est étendue jusqu'au 20 décembre pour les besoins du « survey surfaces agricoles » institué en application de l'article 232 du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau.

Le matériel de prélèvement présente des caractéristiques telles qu'il ne risque ni de perturber les couches de sol, ni d'enrichir les échantillons en azote minéral. Si les prélèvements sont réalisés à l'aide d'engins motorisés, l'échantillonnage est réalisé sans endommager la culture en place et le travail du sol. Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'une sonde tubulaire de type gouge fermée ou en demi-lune ou à l'aide d'une tarière hélicoïdale de type vrille.

§ 9. Pour chaque parcelle échantillonnée, la terre prélevée est conditionnée dans autant de sachets distincts qu'il y a de couches. A l'issue de l'échantillonnage de chaque parcelle, les sachets sont hermétiquement fermés et numérotés de manière indélébile et non équivoque. Ils sont ensuite immédiatement placés dans un contenant thermiquement isolé et hermétiquement fermé.

§ 10. Les échantillons sont acheminés, dans leur contenant thermiquement isolé et hermétiquement fermé, le jour même de l'échantillonnage, vers le laboratoire agréé chargé de l'analyse.

§ 11. Le laboratoire agréé chargé de l'analyse ou l'Administration si celle-ci effectue le prélèvement, avertit l'agriculteur au minimum sept jours avant la date d'échantillonnage. Au terme de l'échantillonnage, un procès-verbal d'échantillonnage est dûment rempli, daté et signé par l'échantillonneur ainsi que par l'agriculteur ou son représentant, pour approbation.

Dans le cas où le procès-verbal n'est pas signé par l'agriculteur ou son représentant les raisons en sont détaillées dans celui-ci. Dans ce cas, le procès verbal fait foi sur seule signature de l'échantillonneur et du représentant de l'Administration s'il est présent. Ce procès verbal est établi en deux exemplaires, l'un pour l'agriculteur et l'autre pour l'organisme échantillonneur. Il comporte au moins les informations suivantes :

- les coordonnées de l'agriculteur;

- les coordonnées du laboratoire agréé chargé de l'échantillonnage et de l'analyse;

- le nom de l'échantillonneur;

- les références administratives des parcelles échantillonnées, la dernière culture récoltée, la culture ou le couvert végétal en place ou semé et les apports (type, quantité, date) de matière organique réalisés postérieurement à la dernière culture récoltée;

- les références administratives des éventuelles parcelles non échantillonnées, et les motifs de l'absence d'échantillonnage;

- les références des sachets de terre constitués;

- des informations utiles relatives à l'échantillonnage (date, type de sonde, mode d'échantillonnage, nombre de prélèvements, profondeurs de prélèvement, difficultés rencontrées notamment en application du présent article, commentaires éventuels).

Dans le cas où l'échantillonnage est réalisé sous la responsabilité d'un laboratoire agréé et qu'un représentant de l'Administration y assiste, le procès-verbal doit en outre être signé par ce représentant. A défaut, l'échantillonnage doit être recommencé aux frais du laboratoire agréé.

§ 12. Si l'échantillonnage est réalisé sous la responsabilité d'un laboratoire agréé, celui-ci conserve les procès-verbaux d'échantillonnage pendant au moins quatre ans et les tient notamment à la disposition de la structure d'encadrement. En cas de difficulté importante rencontrée pour le respect du présent article, le laboratoire agréé en avertit l'administration dans les meilleurs délais.

Art. 4. § 1er. Les échantillons sont analysés par le laboratoire agréé immédiatement après réception ou, à défaut, stockés en chambre froide à une température comprise entre 1 °C et 4 °C pendant une durée maximale de cinq jours avant analyse.

§ 2. Le laboratoire agréé effectue une analyse de nitrates (NO_3-) par sachet réceptionné.

§ 3. Avant analyse, l'intégralité du contenu de chaque sachet est soigneusement homogénéisée par tamisage au travers d'un tamis de mailles de 8 mm.

§ 4. Immédiatement après tamisage, l'extraction de l'ion nitrate se réalise sur la matière brute non séchée d'une partie aliquote de minimum 30 grammes d'échantillon par solution KCl 0,1N au minimum. Le rapport d'extraction (poids de terre/volume de solution d'extraction) est de 1/5e.

§ 5. Les flacons servant à l'extraction sont bouchés et soumis à l'action d'un agitateur rotatif pendant 30 minutes. La solution est ensuite laissée au repos pendant 30 minutes pour décantation.

§ 6. Le dosage de l'ion nitrate est effectué sur le surnageant qui, selon la méthode de dosage, est préalablement filtré ou centrifugé.

§ 7. Si le dosage n'est pas effectué endéans les trois heures qui suivent l'extraction, les extraits sont stockés en chambre froide, à une température maximale de 4 °C, à l'abri de la lumière pendant une durée maximale de 48 heures ou sont congelés.

§ 8. Le dosage du nitrate dans les sols est effectué par le laboratoire agréé selon l'une des méthodes suivantes :

- la méthode colorimétrique de dosage direct du nitrate par l'acide chromotropique (west & lyles, 1960);

- la méthode colorimétrique de dosage direct du nitrate par la brucine (baker, 1967);

- la méthode colorimétrique de réduction du nitrate en nitrite (à l'aide notamment de cadmium ou d'hydrazine) avec dosage de l'ion nitrite par la réaction de Griess-Ilosvay modifiée (Bremner, 1965; Guiot 1975).

§ 9. Le résultat obtenu est exprimé en kg $N\text{-}NO_3$/ha. Cette unité est dérivée d'une concentration en mg $N\text{-}NO_3$/l réellement dosée en application du § 8.

Le passage d'une unité à l'autre est obtenu en appliquant la formule visée à l'annexe II.

§ 10. En cas de difficulté importante rencontrée dans l'application du présent article, le laboratoire agréé en avertit l'administration dans les meilleurs délais.

Art. 5. § 1er. Dans les sept jours ouvrables suivant l'échantillonnage d'une parcelle, l'Administration peut procéder, ou faire procéder à d'autres échantillonnages sur cette même parcelle conformément à l'article 3, à des fins de contrôle.

Les échantillons prélevés sont envoyés pour analyse dans deux autres laboratoires agréés choisis par l'Administration.

§ 2. Les résultats de ces nouvelles analyses sont comparés aux résultats de l'analyse du laboratoire agréé contrôlé. Ne sont pas pris en considération pour l'évaluation du laboratoire agréé contrôlé les différences de résultats aux conditions cumulatives suivantes :

- les résultats obtenus respectivement par les deux autres laboratoires agréés diffèrent entre eux de plus de 20 pourcents, et

- les résultats obtenus respectivement par les deux autres laboratoires agréés diffèrent entre eux de plus de 15 kg $N\text{-}NO_3$/ha pour les terres arables et de plus de 23,8 kg $N\text{-}NO_3$/ha pour les prairies.

Les résultats du laboratoire agréé contrôlé sont douteux lorsque les conditions cumulatives suivantes sont rencontrées :

- les résultats obtenus par le laboratoire agréé contrôlé diffèrent de plus de 25 pourcents en comparaison à la moyenne des résultats obtenus par les deux autres laboratoires agréés, et,

- les résultats obtenus par le laboratoire agréé contrôlé diffèrent de plus de 15 kg $N\text{-}NO_3$/ha pour les terres arables et de plus de 23,8 kg $N\text{-}NO_3$/ha pour les prairies en comparaison de la moyenne des résultats obtenus par les deux autres laboratoires agréés.

§ 3. Les résultats d'analyse d'un laboratoire sont déclarés comme systématiquement contestables lorsque, au cours d'une même saison, plus d'un tiers des contrôles réalisés conformément au § 1er sont douteux.

CHAPITRE III. — *« Survey surfaces agricoles » et appréciation de la conformité aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles*

Art. 6. § 1er. A chaque modification importante et au moins une fois tous les quatre ans, la structure d'encadrement soumet le protocole de mise en œuvre du « survey surfaces agricoles » qu'elle a établi au Ministre pour approbation, en application de l'article 232 du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau.

Un protocole de mise en œuvre du « survey surfaces agricoles » n'est valablement applicable que s'il est approuvé par le Ministre.

Les modifications éventuelles du protocole de mise en œuvre du « survey surfaces agricoles » se basent notamment sur les conditions météorologiques ayant prévalu dans l'année, le type de culture, la localisation géographique et les conditions pédologiques.

Dans les modifications éventuelles de ce protocole, la structure d'encadrement recherche une mise en œuvre optimale du présent arrêté et du chapitre IV du code de l'eau dans un souci de précision et de faisabilité, en tenant compte des connaissances acquises notamment par les « survey nitrate » antérieurs, ainsi que des évolutions agronomiques, techniques et scientifiques.

§ 2. La structure d'encadrement met en œuvre le « survey surfaces agricoles » conformément au paragraphe premier. Cette mise en œuvre permet notamment la détermination annuelle des valeurs d'APL de référence indispensables à l'évaluation de la conformité aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles.

Chaque année, les valeurs des APL de référence, exprimées en kg $N\text{-}NO_3$/ha, sont établies par la structure d'encadrement et transmises au Ministre pour approbation au plus tard le 31 janvier sur base du « survey surfaces agricoles » du dernier automne.

Les valeurs d'APL de référence sont établies de manière à refléter une gestion optimale de l'azote en vue de la protection des eaux pour l'année considérée et pour chaque classe de l'annexe Ire.

§ 3. Dans le cadre du « survey surface agricoles », les échantillons de sol sont prélevés et conditionnés conformément à l'article 3, sous la responsabilité d'un laboratoire agréé, par celui-ci ou par un tiers mandaté par celui-ci.

Les profils azotés établis dans le cadre du « survey surfaces agricoles » sont établis conformément aux exigences fixées aux articles 3, 4 et 5 par un laboratoire agréé.

Art. 7. Chaque année, pour chaque parcelle échantillonnée en application des articles R.214 à R.220 du Code de l'Eau, la conformité aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles est évaluée sur base des valeurs fixées à l'annexe III.

CHAPITRE IV. — *Dispositions finales*

Art. 8. L'agriculteur, la structure d'encadrement, le laboratoire agréé et tout autre acteur concerné par le présent arrêté mettent tout en œuvre pour que les opérations décrites dans le présent arrêté se réalisent dans les meilleures conditions. Ils veillent notamment à une bonne circulation des informations et au respect des délais. Ils agissent en toute indépendance, sans convergence d'intérêts autre que la bonne mise en œuvre du présent arrêté.

Art.9. L'arrêté ministériel du 18 février 2008 portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie réglementaire du Code de l'Eau est abrogé.

Namur, le 13 février 2013.

Ph. HENRY

ANNEXE Ire

Tableau de répartition des terres arables et des prairies en classes

Classe 1	Betteraves
Classe 2	Céréales non suivies d'une culture implantée en automne
Classe 3	Céréales suivies d'une culture implantée en automne; chicorée
Classe 4	Maïs
Classe 5	Pomme de terre
Classe 6	Colza
Classe 7	Légumes cultivés pour leurs feuilles, tiges ou fruits
Classe 8	Prairies pâturées ou fauchées

Les itinéraires culturaux non repris dans le tableau ci-dessus peuvent être assimilés aux classes existantes par la structure d'encadrement.

Vu pour être annexé à l'arrêté ministériel du 13 février 2013 portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie règlementaire du Code de Environnement constituant le Code de l'Eau.

Namur, le 13 février 2013.

Le Ministre de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de la Mobilité,
Ph. HENRY

ANNEXE II

Transformation d'une unité exprimée en mg $N\text{-}NO_3$/l en une unite exprimée en kg $N\text{-}NO_3$/ha

Avec

C = concentration massique en $N\text{-}NO_3$ dans l'extrait de sol en mg/l

V = volume de solution d'extraction en ml

MS = teneur en matière sèche de sol brut exprimée en pourcent

m = masse de sol brut en g

d = densité sèche = valeurs standard de poids spécifique apparent sur sol sec par couche, soit, 1,35 t/m^3 pour la couche supérieure (0-30 cm), 1,5 t/m^3 pour les autres couches (30-60 cm et 60-90 cm) en terre arable et 1,3 t/m^3 en prairie.

P = profondeur de l'horizon en cm

Cc = le pourcentage de charge caillouteuse extrait de la carte numérique des sols de Wallonie

Vu pour être annexé à l'arrêté ministériel du 13 février 2013 portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie règlementaire du Code de Environnement constituant le Code de l'Eau.

Namur, le 13 février 2013.

Le Ministre de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de la Mobilité,
Ph. HENRY

ANNEXE III

Evaluation de la conformité aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles, de l'APL mesuré dans les parcelles de terre arable et de prairie

1. Terres arables

L'APL mesuré dans les parcelles de terre arable est déclaré conforme aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles si :

La valeur R de l'APL mesuré dans la parcelle (kg $N\text{-}NO_3$/ha) est inférieure ou égale à A + D.

Où :

A est déduit, pour la date à laquelle la parcelle a été échantillonnée, du centile 66 des observations du « survey surfaces agricoles » établi en application de l'article R.232 du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau, pour la classe définie à l'annexe Ire, et est exprimé en kg $N\text{-}NO_3$/ha;

D est un coefficient représentant l'incertitude liée à l'estimation de l'APL moyen d'une parcelle et est égal à 0,198 x la médiane des observations du « survey surfaces agricoles » établi en application de l'article R.232 du Code de l'Eau, pour la classe définie à l'annexe Ire. D est exprimé en kg $N\text{-}NO_3$/ha et D n'est jamais inférieur à 15 kg $N\text{-}NO_3$/ha. Dans le cas contraire, l'APL mesuré est déclaré non conforme aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles.

2. Prairies

L'APL mesuré dans les parcelles de prairie est déclaré conforme aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles si : La valeur R de l'APL mesuré dans la parcelle (kg $N\text{-}NO_3$/ha) est inférieure ou égale à A + D.

Où A est déduit, pour la date à laquelle la parcelle a été échantillonnée, du centile 66 des observations du « survey surfaces agricoles » établi en application de l'article R. 232 du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau pour les prairies, exprimé en kg $N\text{-}NO_3$/ha;

D est une valeur représentant l'incertitude liée à l'estimation de l'APL d'une parcelle et est égal 23,8 kg $N\text{-}NO_3$/ha. Dans le cas contraire, l'APL mesuré est déclaré non conforme aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles.

3. Estimation de l'amélioration

La différence relative par rapport à la médiane annuelle des observations du « survey surfaces agricoles » établi en application de l'article R.232 du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau pour la classe considérée est également calculée, selon la formule suivante :

Différence relative = [APL mesuré (kg $N\text{-}NO_3$/ha) - médiane des observations du survey surfaces agricoles pour la classe et l'année considérée (kg $N\text{-}NO_3$/ha)]/médiane des observations du survey surfaces agricoles pour la classe et l'année considérée (kg $N\text{-}NO_3$/ha)

La somme de ces différences relatives pour toutes les parcelles d'une exploitation agricole et pour une année donnée constitue une estimation de l'écart des APL de cette exploitation par rapport aux bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre les nitrates à partir de sources agricoles.

Les APL d'une exploitation agricole non conforme sont dits en amélioration si cet écart diminue par rapport à une année antérieure de référence donnée.

Vu pour être annexé à l'arrêté ministériel du 13 février 2013 portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie règlementaire du Code de Environnement constituant le Code de l'Eau.

Namur, le 13 février 2013.

Le Ministre de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de la Mobilité,
Ph. HENRY

ÜBERSETZUNG

ÖFFENTLICHER DIENST DER WALLONIE

[2013/201453]

13. FEBRUAR 2013 — Ministerialerlass mit Durchführungsbestimmungen bezüglich der Techniken zur Messung des potentiell auswaschbaren Stickstoffs und des "Survey landwirtschaftliche Flächen" in Anwendung von Kapitel IV des verordnungsrechtlichen Teils des Wassergesetzbuches

Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Mobilität,

Aufgrund des Kapitels IV des verordnungsrechtlichen Teil des Buches II des Umweltgesetzbuches, welches das Wassergesetzbuch bildet, abgeändert am 31. März 2011, insbesondere der Artikel R.214 bis R.220, insbesondere des Artikels R.225;

Aufgrund des Ministerialerlasses vom 18. Februar 2008 mit Durchführungsbestimmungen bezüglich der Techniken zur Messung des potentiell auswaschbaren Stickstoffs und des "Survey landwirtschaftliche Flächen" in Anwendung von Kapitel IV des verordnungsrechtlichen Teils des Wassergesetzbuches;

In Erwägung der Notwendigkeit, eine genaue Methodologie für eine zuverlässige Bestimmung der Messung des potentiell auswaschbaren Stickstoffs im Boden festzulegen;

In Erwägung der Notwendigkeit, jedes Jahr Bezugswerte für den PAS festzulegen, die die Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft widerspiegeln, die zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen notwendig sind, und auf jede Klasse von Acker- oder Weideland angewandt werden;

In Erwägung der Notwendigkeit, die in den Böden gemessenen PAS-Werte auf objektive Weise mit den Bezugswerten zu vergleichen,

Beschließt:

KAPITEL I — *Definitionen*

Artikel 1 - Zur Anwendung vorliegenden Erlasses gelten folgende Definitionen:

1° "Zentil": auf die nächste Ganzzahl auf- bzw. abgerundeter Prozentsatz der Individuen einer Probe, die eine Note unterhalb einer bestimmten Bruttonote erhalten haben;

2° "Survey landwirtschaftliche Flächen": Netz repräsentativer Messstellen, mittels dessen jährliche Bezugswerte für den potentiell auswaschbaren Stickstoff festgelegt werden.

KAPITEL II — *Verteilung der Parzellen, Entnahme, Verpackung und Analyse von Proben*

Art. 2 - § 1. Die Parzellen aller landwirtschaftlichen Betriebe, in denen Bodenproben zwecks einer Dosierung des potentiell auswaschbaren Stickstoffs entnommen werden, werden in acht Klassen gemäß Anlage I unterteilt.

§ 2. Die Bodenproben werden in Übereinstimmung mit Artikel 3 von der Verwaltung, einem zugelassenen Labor oder einer von der Verwaltung oder einem zugelassenen Labor beauftragten Drittperson entnommen und verpackt. In allen Fällen darf eine von der Verwaltung bevollmächtigte Person bei der Probenahme anwesend sein, um das Verfahren zu überprüfen.

§ 3. Nur die zugelassenen Laboratorien sind befugt, die PAS-Dosierungen durchzuführen.

Annexe 4 : Plan des prélèvements effectués par Protect'eau pour les analyses APL, carbone total et azote total.

Date de prélèvements :

- **12 décembre 2018 \ profondeurs : 0-30/30-60/60-90**
- **6 mars 2019 \ profondeurs : 0-30/30-90**
- **14 mai 2019 \ profondeurs : 0-30/30-90**
- **1 juillet 2019 \ profondeurs : 0-30/30-90**

X = Analyse de l'APL sur ces prélèvements
0 = Analyse du carbone total et de l'azote total sur ces prélèvements (uniquement profondeur 0-30cm)

Hors essai : X X X X

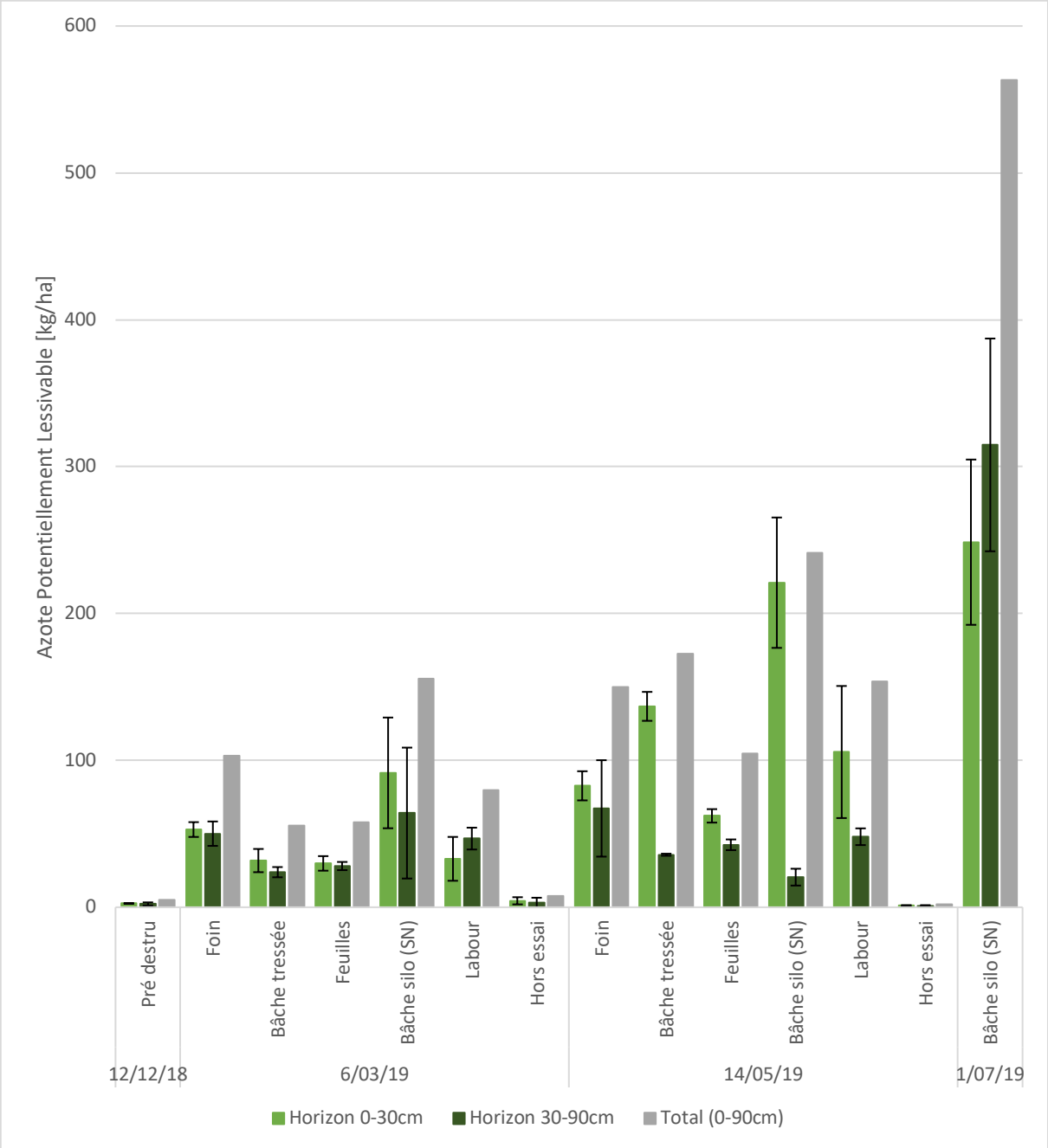
A chaque bloc : X 0 X 0 X 0

Sole F					Sole G				
LABOUR R1 XX XX	T5 X X 0	T2 X	LABOUR R1 XX X 0	T3 X X	T1	LABOUR R2 X X	T4 X X	T5 X 0	LABOUR R2 X X 0
	T4 X X	T1		T5 X X X 0 0	T2 X		T2 X X	T4 X X X 0 0	
	T3 X X	T4 X X X 0 0		T4 X X	T5 X 0		T1	T2 X	
	T2 X X	T5 X 0		T1	T4 X X X 0 0		T3 X X	T1	
	T1	T3 X		T2 X X	T3 X		T5 X X X 0 0	T3 X	
Date 1		Date 2		Date 1	Date 2		Date 1	Date 2	

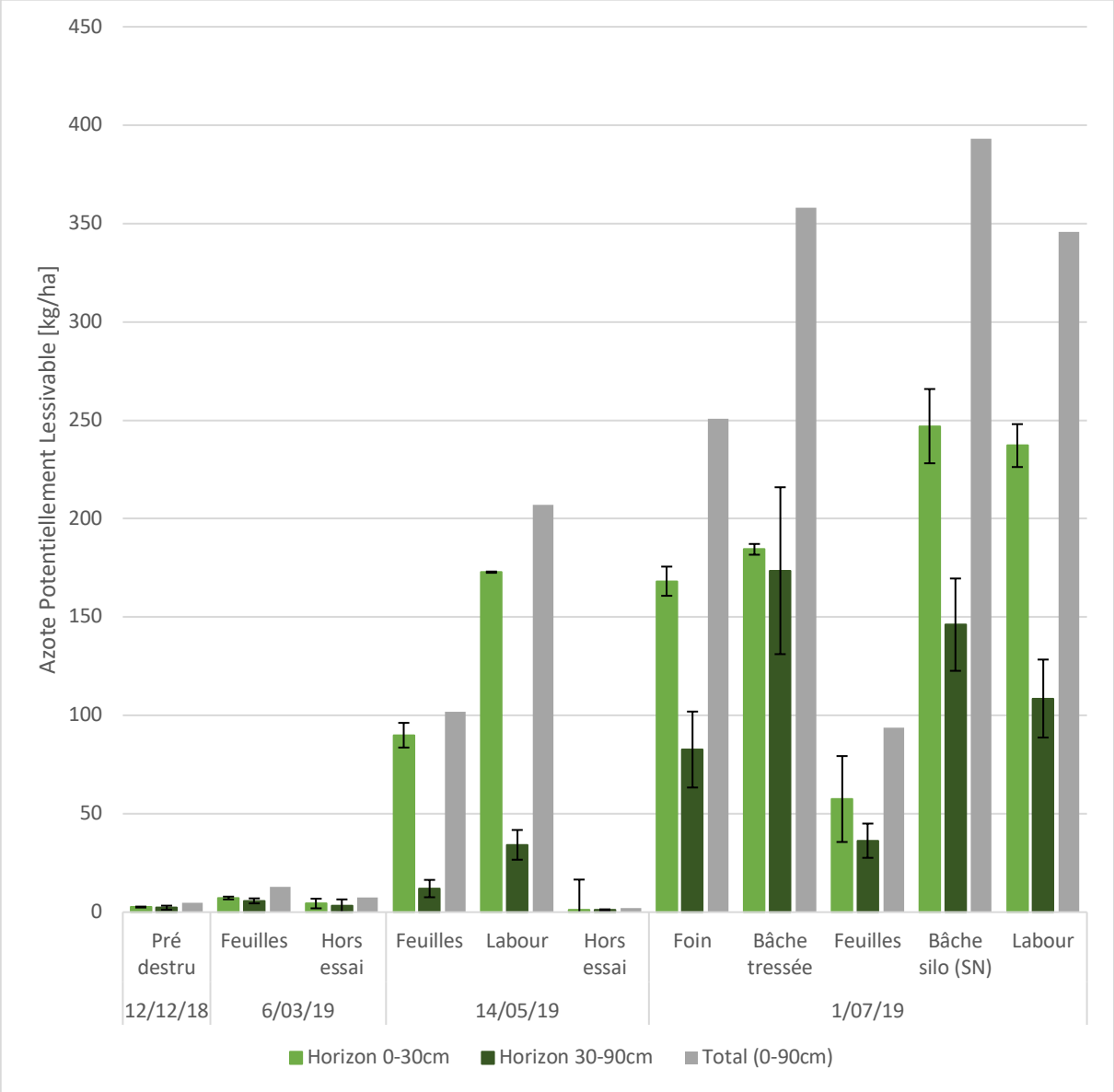
Rappel :

T1 = bâche silo
T2 = foin
T3 = bâche tressée
T4 = feuilles
T5 = bâche silo (Sol Nu)

Annexe 5 : Graphes APL complémentaires

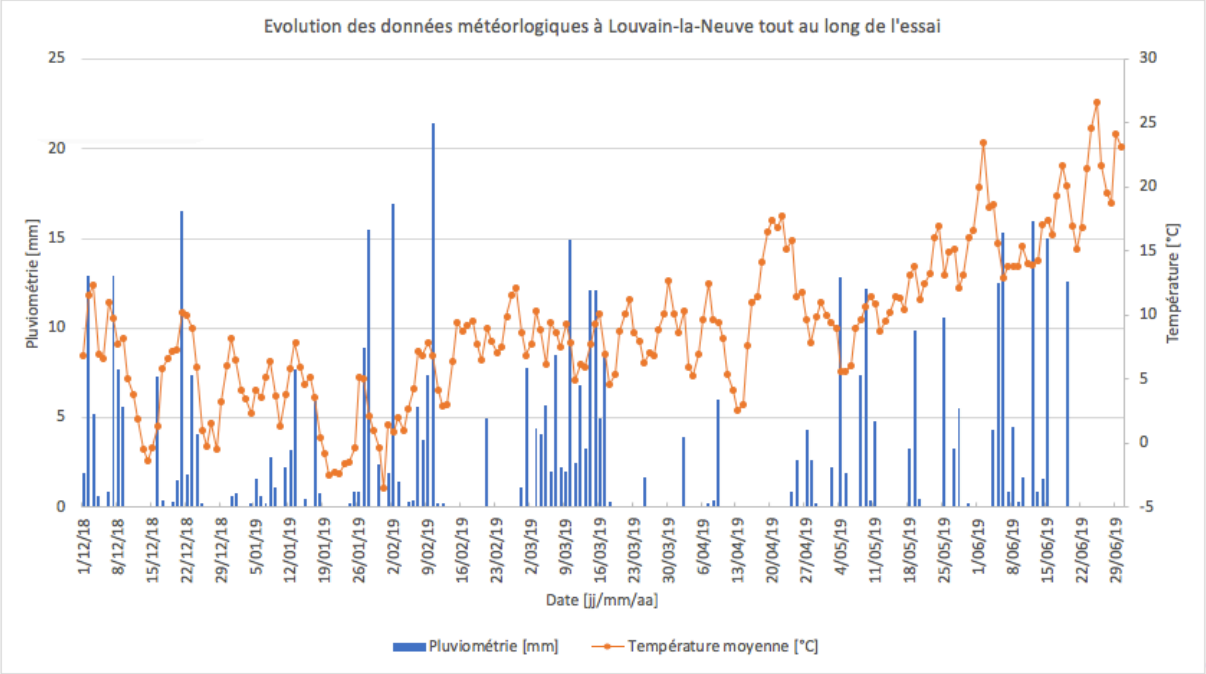


Évolution de l'APL (NO_3^-) pour les traitements de date 1 sur deux horizons (0-30cm et 30-90cm) ainsi que leur somme."Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. "Hors-essai" se rapporte aux prélèvements effectués en bordure de la parcelle d'essai où la prairie est encore installée



Évolution de l'APL (NO_3^-) pour les traitements de date 2 sur deux horizons (0-30cm et 30-90cm) ainsi que leur somme."Pré-destru" se rapporte au sol échantillonné avant l'installation de l'essai. "Hors-essai" se rapporte aux prélèvements effectués en bordure de la parcelle d'essai où la prairie est encore installée

Annexe 6 : Données météorologiques de Louvain-la-Neuve (Source : CRA-W/Réseau Pameseb 2019).



Annexe 7 : Tableaux des résultats des analyses statistiques ANOVA I / II et des tests de Tukey associés.

Résultats de l'ANOVA II testant la significativité des facteurs 'date' et 'traitement'.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Variables à expliquer et profondeur [cm]		Variables explicatives	Somme des carrés	Degré de liberté	Valeur F	Pr(>F)	Significat.
						Test d'homogénéité des variances	Test de normalité
CEC	0-15	Date	2.918	1	2.9177	0.09794	.
		Traitement	6.451	5	1.2889	0.29475	
		Date * Traitement	9.924	5	1.9843	0.10978	
		Résidus	30.006	30		ok	ok
	15-30	Date	0.120	1	0.1663	0.68632	
		Traitement	15.750	5	4.3649	0.00419	**
		Date * Traitement	12.407	5	3.4383	0.01420	*
		Résidus	21.652	30		ok	ok
	30-60	Date	1.598	1	0.4727	0.49701	
		Traitement	12.667	5	0.7492	0.5932	
		Date * Traitement	25.082	5	1.4844	0.22428	
		Résidus	101.381	30		ok	ok
Bases échangeables	0-15	Date	6.54	1	1.0296	0.31836	
		Traitement	133.1	5	4.1870	0.005269	**
		Date * Traitement	248.54	5	7.8198	8.262e-05	***
		Résidus	190.70	30		ok	ok
	15-30	Date	11.08	1	0.8071	0.37613	
		Traitement	165.6	5	2.4119	0.05946	.
		Date * Traitement	346.9	5	5.0524	0.00178	**
		Résidus	412.0	30		ok	ok
	30-60	Date	68.01	1	2.6799	0.112073	
		Traitement	158.9	5	1.2520	0.310145	
		Date * Traitement	486.5	5	3.8342	0.008356	**
		Résidus	761.3	30		ok	ok

Conductivité	0-15	Date	5460	1	8.5143	0.007176	**
		Traitement	19776	5	6.1677	0.000678	***
		Date * Traitement	2324	5	0.7246	0.611108	
		Résidus	16673	26		ok	NOK
	15-30	Date	2016	1	3.7833	0.06266	.
		Traitement	5468	5	2.0523	0.10423	
		Date * Traitement	3872	5	1.4530	0.23903	
		Résidus	13855	26		ok	ok
	30-60	Date	300	1	0.8568	0.3631	
		Traitement	3118	5	1.7801	0.1521	
		Date * Traitement	1785	5	1.0189	0.4268	
		Résidus	9107	26		ok	ok
pH (H2O)	0-15	Date	0.180	1	35.725	2.612e-06	***
		Traitement	0.230	5	9.118	4.175e-05	***
		Date * Traitement	0.173	5	6.871	0.000331	***
		Résidus	0.131	26		ok	ok
	15-30	Date	0.133	1	29.636	1.045e-05	***
		Traitement	0.558	5	24.950	3.719e-09	***
		Date * Traitement	0.110	5	4.924	0.002653	**
		Résidus	0.116	26		ok	ok
	30-60	Date	0.133	1	11.508	0.002227	**
		Traitement	0.269	5	4.670	0.003564	**
		Date * Traitement	0.130	5	2.251	0.079199	.
		Résidus	0.300	26		ok	ok
pH (KCl)	0-15	Date	0.034	1	6.5803	0.0164295	*
		Traitement	0.175	5	6.7949	0.0003571	***
		Date * Traitement	0.058	5	2.2686	0.0772828	.
		Résidus	0.134	26		ok	ok
	15-30	Date	0.051	1	2.2307	0.0350	*
		Traitement	0.101	5	4.6194	0.0038	**
		Date * Traitement	0.010	5	0.4550	0.8058	
		Résidus	0.114	26		ok	ok
	30-60	Date	0.028	1	1.8232	0.1886	
		Traitement	0.088	5	1.1675	0.3516	
		Date * Traitement	0.085	5	1.1181	0.3753	
		Résidus	0.394	26		ok	ok

Densité app.	0-15	Date	0.0056	1	1.2109	0.2743	
		Traitement	0.0330	5	1.4263	0.2232	
		Date * Traitement	0.0214	5	0.9318	0.4647	
		Résidus	0.3856	84		ok	ok

Résultats des tests de Tukey associés qui classent les moyennes par groupe selon le facteur traitement lorsque celui-ci est significatif.

Variable influencée par le facteur traitement		Traitement	Groupe
CEC	15-30	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	A
BE	0-15	Bâche silo	AB
		Foin	AB
		Bâche tressée	B
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	AB
BE	15-30	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	A
BE	30-60	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	A
Condu	0-15	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	B
		Feuilles	B
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B
pH H2O	0-15	Bâche silo	B
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	B

		Labour	B
pH H2O	15-30	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B
pH H2O	30-60	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	A
pH KCl	0-15	Bâche silo	C
		Foin	ABC
		Bâche tressée	BC
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	C
		Labour	AB
pH KCl	15-30	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B

Résultats de l'ANOVA I testant la significativité du facteur 'traitement'.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Variables à expliquer et profondeur [cm]			Variables explicatives	Somme des carrés	Degré de liberté	Valeur F	Pr(>F)	Significat.
							Test homogénétité des variances	Test de normalité
CEC	0-15	D1	Traitement	6.446	5	1.418	0.274	
			Résidus	3.635	15		ok	ok
		D2	Traitement	24.44	5	4.479	0.0107	*
			Résidus	16.37	15		ok	ok
	15-30	D1	Traitement	15.75	5	6.267	0.00249	**
			Résidus	7.54	15		ok	ok
		D2	Traitement	4.542	5	0.966	0.469	
			Résidus	14.112	15		ok	ok
	30-60	D1	Traitement	12.66	5	1.028	0.436	
			Résidus	36.94	15		ok	ok
		D2	Traitement	17.90	5	0.833	0.546	
			Résidus	64.44	15		ok	ok
Bases échangeables	0-15	D1	Traitement	133.1	5	3.888	0.0185	*
			Résidus	102.7	15		ok	ok
		D2	Traitement	249.10	5	8.49	0.000555	***
			Résidus	88.02	15		ok	ok
	15-30	D1	Traitement	165.6	5	3.531	0.0262	*
			Résidus	140.7	15		ok	ok
		D2	Traitement	212.1	5	2.345	0.0921	.
			Résidus	271.3	15		ok	ok
	30-60	D1	Traitement	158.8	5	4.026	0.0162	*
			Résidus	118.4	15		ok	NOK
		D2	Traitement	394.0	5	1.839	0.166	
			Résidus	642.9	15		ok	ok
Conductivité	0-15	D1	Traitement	19776	5	5.327	0.00701	**
			Résidus	9653	13		ok	ok
		D2	Traitement	24512	5	9.078	0.000676	***
			Résidus	7021	13		ok	ok
	15-30	D1	Traitement	5468	5	1.939	0.156	
			Résidus	7331	13		ok	ok
		D2	Traitement	2332	5	0.929	0.493	
			Résidus	6525	13		ok	ok
	30-60	D1	Traitement	3118	5	2.327	0.102	
			Résidus	3483	13		ok	ok
		D2	Traitement	1156	5	0.534	0.747	
			Résidus	5625	13		ok	ok

pH (H2O)	0-15	D1	Traitement	0.22971	5	6.668	0.00276	**
			Résidus	0.08957	13		ok	ok
		D2	Traitement	0.08166	5	5.124	0.00816	**
			Résidus	0.04143	13		ok	ok
	15-30	D1	Traitement	0.5582	5	22.24	5.98e-06	***
			Résidus	0.0653	13		ok	ok
		D2	Traitement	0.09470	5	4.821	0.0103	*
			Résidus	0.05107	13		ok	ok
	30-60	D1	Traitement	0.2691	5	6.055	0.00416	**
			Résidus	0.1155	13		ok	ok
		D2	Traitement	0.0194	5	0.274	0.919	
			Résidus	0.1841	13		ok	ok
pH (KCl)	0-15	D1	Traitement	0.17451	5	5.806	0.00495	**
			Résidus	0.07814	13		ok	ok
		D2	Traitement	0.11316	5	5.31	0.0071	**
			Résidus	0.05541	13		ok	ok
	15-30	D1	Traitement	0.10137	5	7.566	0.00158	**
			Résidus	0.03483	13		ok	ok
		D2	Traitement	0.07097	5	2.328	0.102	
			Résidus	0.07927	13		ok	ok
	30-60	D1	Traitement	0.08841	5	1.691	0.206	
			Résidus	0.13597	13		ok	ok
		D2	Traitement	0.03623	5	0.365	0.863	
			Résidus	0.25781	13		ok	ok
Instabilité struct.	0-15	D1	Traitement	4.099	5	4.458	0.0138	*
			Résidus	2.391	13		ok	ok
		D2	Traitement	3.371	5	3.023	0.0501	.
			Résidus	2.899	13		ok	ok
Densité app.	0-15	D1	Traitement	0.03274	5	1.947	0.107	
			Résidus	0.14127	42		ok	ok
		D2	Traitement	0.07411	5	2.548	0.0422	*
			Résidus	0.24433	42		ok	ok
Cdts de pénétr. D1			Traitement	9032	5	5.867	0.000114	***
			Résidus	24630	80		NOK	NOK
APL	0-90cm	6 mars	Traitement	27049	4	4.913	0.0188	*
			Résidus	13765	10		ok	NOK
		14 mai	Traitement	34916	4	6.158	0.00915	**
			Résidus	14175	10		ok	ok
		1 juil	Traitement	179619	4	29.84	3.32e-05	***
			Résidus	13543	9		ok	ok
COT	0-15cm	D1	Traitement	0.7161	5	3.448	0.0334	*
			Résidus	0.5401	13		ok	ok
		D2	Traitement	1.7942	5	12.94	0.000115	***

			Résidus	0.3606	13		ok	ok

Résultats des tests de Tukey associés qui classent les moyennes par groupe selon le facteur traitement lorsque celui-ci est significatif.

Variable influencée par le facteur traitement	Profondeur [cm] Date de destruction	Traitement	Groupe
CEC	0-15 D2	Bâche silo	AB
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	B
CEC	15-30 D1	Bâche silo	B
		Foin	B
		Bâche tressée	B
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	A
BE	0-15 D1	Bâche silo	AB
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	B
BE	0-15 D2	Bâche silo	BC
		Foin	BC
		Bâche tressée	C
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	ABC
		Labour	A
BE	15-30 D1	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	A
BE	30-60 D1	Bâche silo	A
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	B

Condu	0-15 D1	Bâche silo	A
		Foin	AB
		Bâche tressée	B
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	B
Condu	0-15 D2	Bâche silo	A
		Foin	AB
		Bâche tressée	BC
		Feuilles	C
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	BC
pH H2O	0-15 D1	Bâche silo	AB
		Foin	A
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	B
pH H2O	0-15 D2	Bâche silo	B
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	A
pH H2O	15-30 D1	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B
pH H2O	15-30 D2	Bâche silo	AB
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B
pH H2O	30-60 D1	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B
pH KCl	0-15 D1	Bâche silo	B
		Foin	AB
		Bâche tressée	B
		Feuilles	A

		Bâche silo (SN)	B
		Labour	AB
pH KCl	0-15 D2	Bâche silo	B
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	A
pH KCl	15-30 D1	Bâche silo	B
		Foin	AB
		Bâche tressée	B
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	AB
Insta structurale	0-15 D1	Bâche silo	AB
		Foin	AB
		Bâche tressée	A
		Feuilles	B
		Bâche silo (SN)	AB
		Labour	A
Densité apparente	0-15 D2	Bâche silo	AB
		Foin	AB
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	AB
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	A
Pénétro	0-60 D1	Bâche silo	B
		Foin	B
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	B
		Labour	B
APL	0-90 Prélèvements du 6 mars D1	Foin	AB
		Bâche tressée	B
		Feuilles	B
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	AB
APL	0-90 Prélèvements du 14 mai D1	Foin	B
		Bâche tressée	AB
		Feuilles	B
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	AB
APL	0-90 Prélèvements du 1 juillet D2	Foin	B
		Bâche tressée	A
		Feuilles	C
		Bâche silo (SN)	A

		Labour	AB
COT	0-15 D1	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B
COT	0-15 D2	Bâche silo	A
		Foin	A
		Bâche tressée	A
		Feuilles	A
		Bâche silo (SN)	A
		Labour	B

Étude de l'impact environnemental d'une destruction de prairie selon différentes méthodes en vue d'implanter des cultures maraîchères

Vincent Potvin

La ferme de Lauzelle a pour projet de développer conjointement activité de recherche, pôle d'enseignement et service à la société. C'est dans ce cadre que s'inscrit ce mémoire en s'intéressant à la problématique de la destruction de prairie, étape nécessaire à la mise en culture d'une terre. L'objectif de ce travail est d'étudier l'influence de diverses méthodes d'occultation de prairie, de les comparer avec la technique classiquement utilisée qu'est le labour et d'observer un éventuel impact de la dimension temporelle sur une destruction de prairie.

A cette fin, quatre traitements d'occultation ont été installés sur une parcelle de la ferme, par l'utilisation de : bâches de silo, foin, bâches tressées et feuilles mortes. De façon annexe, le traitement par utilisation de bâches de silo a été répliqué afin de mesurer l'effet d'un sol laissé nu après une destruction de prairie. Parallèlement à ces méthodes d'occultation, un retournement par labour a été réalisé. L'ensemble de ce protocole a été répliqué deux fois, l'une en période hivernale et l'autre au printemps. A la suite de ces destructions, une analyse aérienne a été effectuée ainsi que des prélèvements d'échantillons de sol sur lesquels des analyses de propriétés physico-chimiques ont été menées. Ceci afin de caractériser l'efficacité des traitements étudiés.

Les résultats statistiques mettent en avant les différences de variables imputables aux différences de traitements. Les résultats les plus pertinents concernent la teneur en matière organique, qui diminue sensiblement pour le traitement par labour. A cette diminution s'associent les variations néfastes de certaines autres propriétés du sol constatées pour ce traitement par labour. Concernant les méthodes d'occultation, peu d'études ont été menées et donc peu de comparaisons de résultats sont possibles.

Pour conclure, il semble qu'une différence majeure existe entre d'une part, la méthode de labour et, d'autre part, les méthodes d'occultation. Au sein des méthodes d'occultation, une tendance semble se dessiner, avec des avantages plus notables, pour le traitement de destruction par application d'une couche de feuilles mortes. De plus, il apparait qu'une destruction par occultation en période hivernale s'avère plus propice. D'autant plus qu'elle s'ajuste mieux aux contraintes de production et de rentabilité des exploitations maraichères en début de saison printanière.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs
Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | **www.uclouvain.be/agro**