

Faculté des bioingénieurs

Impact des sous-semis de trèfle blanc et de fétuque rouge en culture de maïs sur le ruissellement, l'érosion et transfert des microplastiques.

Auteur : Habib Abbe

Promoteur : Prof. Charles Bielders (UCL)

Co-promoteur : Timothée Clément (UCL)

Lecteurs : Prof. Mathieu Javaux (UCL)

Prof. Aurore Degré (ULG)

Année académique 2022-2023

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de

Master : Science agronomique et industrie du vivant à finalité science du sol

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude envers mon directeur de recherche, Charles Bielders, pour m'avoir offert la précieuse opportunité de mener à bien ce mémoire et pour son accompagnement constant tout au long de ce processus.

Mes remerciements vont également à Timothée Clément, dont le suivi attentif et l'assistance précieuse ont contribué de manière significative à la réalisation des mesures sur le terrain.

Enfin, je souhaite exprimer ma sincère reconnaissance envers ma famille, mes amis et mes proches, dont le soutien inconditionnel m'a grandement encouragé tout au long de cette entreprise.

Table des matières

Liste des figures.....	iii
Liste des tableaux	v
1. Introduction	1
2. Etat de l’art	3
2.1. Dégradation des sols agricoles	3
2.2. La pollution des sols agricoles	3
2.2.1. Les microplastiques	4
2.2.1.1. Définition.....	4
2.2.1.2. Microplastiques dans les sols agricoles : sources et concentrations.....	5
2.2.1.3. Microplastiques dans les sols agricoles : devenir et impacts sur l’écosystème	7
2.2.2. Les facteurs influençant l’érosion hydrique	7
2.2.2.1. Transport des microplastiques dans les terres agricoles	8
2.2.2.2. Impact des microplastiques sur la santé humaine.....	8
2.3. L’érosion.....	8
2.3.1. Les types d’érosion hydrique.....	9
2.3.2. Impacts (conséquences) de l’érosion.....	10
2.4. Les cultures de printemps.....	10
2.4.1. Le maïs	11
2.5. Techniques de conservations des sols.....	11
2.5.1. Effet du couvert végétal.....	12
2.5.2. L’association de cultures	13
2.5.3. Focus sur le sous-semis en maïs	14
3. Objectif.....	15
4. Matériels et méthodes.....	15
4.1. Zone d’étude.....	15

4.2.	Plan d'expérience	16
4.3.	Itinéraire technique	17
4.4.	Mesures	18
4.4.1.	Les précipitations.....	18
4.4.2.	Ruissellement et érosion.....	18
4.4.3.	Infiltration.....	20
4.4.4.	Couverture végétale et Biomasse	21
4.4.5.	Microplastiques	22
4.4.6.	Analyse des données.....	25
5.	Résultats et discussions	26
5.1.	Les précipitations	26
5.2.	Biomasse	27
5.3.	La couverture végétale	28
5.4.	L'infiltration	30
5.4.1.	Par campagne	30
5.4.2.	Par traitement	30
5.4.3.	Discussions des mesures de Ksat	31
5.5.	Ruissellement	33
5.6.	L'érosion.....	36
5.7.	Les microplastiques.....	38
6.	Conclusions	41
	Bibliographie	43
	Annexes.....	48

Liste des figures

Figure 1: Particules de microplastiques – Sources : Radio-Canada	4
Figure 2 : Sous semis avec le ray-grass avec culture de maïs- Source : COGESAF	14
Figure 3: sous-semis de fétuque rouge (droite)et de trèfle (gauche) - source : CIPF.....	15
Figure 4: Localisation de la parcelle expérimentale - Source : ESRI (ArcGIS)	16
Figure 5: Agencement des différentes parcelles et sous parcelles en champs.....	17
Figure 6: Dispositif expérimental	19
Figure 7: Infiltromètre simple anneau	20
Figure 8: Méthodes d'échantillonnage examinées dans la littérature pour les microplastiques dans les sédiments. Source : (Prata et al., 2019).....	23
Figure 9:Schéma des procédures d'analyse des microplastiques dans les échantillons de sol. Source : D. He et al. / Trends in Analytical Chemistry 109 (2018) 163e172.....	24
Figure 10: Suppression de la matière organique au peroxyde d'hydrogène.....	25
Figure 11: Séparation par densité au laboratoire.....	25
Figure 12: Identification au microscope binoculaire.....	25
Figure 13: microplastiques au microscope.....	25
Figure 14: Précipitations journalières et cumulée sur le site d'essai d'Ottignies (Novembre 2022- Avril 2023). Les points rouges sur le graphique représentent les jours où les bacs de ruissellement ont été vidés et l'eau recueillie a été mesurée.....	26
Figure 15: Evolution de la biomasse sèche au cours de la période d'interculture avec barres d'erreurs correspondant à l'écart-type.....	27
Figure 16: Evolution pourcentage de couverture végétale au cours du temps avec barre d'erreurs correspondant à l'écart-type.....	28
Figure 17:Sous parcelles de Fétuque et de Trèfle en fin de période d'essai	29
Figure 18: Boxplot du logarithme de la conductivité à saturation (Ksat) en fonction de la campagne.....	30
Figure 19:Boxplot du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation Ksat [mm/h] en fonction du traitement.....	31
Figure 20: Travail du sol à l'aide du vibroculteur (déchaumage).....	32
Figure 21: Volumes d'eau de ruissellements cumulés moyens [L/m ²] en fonction des traitements avec les écart- types	33
Figure 22: Ruissellement observé en fonction des différents traitements pour chaque date de prélèvements.....	34
Figure 23: Boxplot des volumes d'eau moyen des ruissellements cumulés [L/m ²] en fonction du traitement.....	35
Figure 24:Boxplot des volumes d'eau ruisselés [L/m ²] par sous-parcelle.....	35
Figure 25: Sous semis de trèfle montrant la couverture végétale du trèfle 2(gauche) et un trèfle normal (droite).	36
Figure 26 :Pertes en terre moyennes cumulées [kg/ha] en fonction des traitements et du temps au cours de l'interculture, avec les écarts-types.....	37
Figure 27: Erosion observée en fonction des différents traitements pour chaque date de prélèvement.....	37

<i>Figure 28 : Concentration moyenne en microplastiques dans le sol [nombre d'élément/kg de sol] en fonction de la parcelle avec écart-type.</i>	<i>38</i>
---	-----------

Liste des tableaux

Tableau 1: Itinéraire technique 17

*Tableau 2: Historique d'amendement des parcelles agricoles échantillonnées pour quantification de la
concentration en microplastiques. 22*

1. Introduction

L'érosion est un phénomène naturel qui résulte du décapage des sols, tel que le décrit son verbe latin « ERODERE » (Roose, 1999). Elle se produit lorsque les facteurs qui protègent les sols, comme la couverture végétale, sont altérés. Cependant, ce phénomène s'est accentué ces dernières décennies, principalement en raison des pratiques agricoles intensives, de l'urbanisation rapide et des changements climatiques (Lal, 1993). De ce fait, de nombreuses problématiques ont vu le jour, notamment la perte de fertilité des sols, la diminution de la productivité agricole, la réduction de la qualité de l'eau et l'augmentation des risques d'inondations boueuses (Lal, 1993). Les agriculteurs et les habitants sont particulièrement touchés, avec des problèmes tels que la baisse des rendements pour les premiers et les coulées de boue pour les seconds. En Wallonie, près de deux tiers des municipalités ont subi une inondation ou une coulée de boue au cours de la décennie 1991-2000 (Biielders et al., 2003). L'érosion des sols est ainsi devenue une menace croissante pour la qualité des sols et de l'environnement dans de nombreuses régions du monde.

En Europe, l'érosion des terres arables est un problème majeur qui concerne de nombreuses régions avec des pertes estimées à près de $4,4 \pm 12,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Cerdan et al., 2010). En Belgique, les bassins versants agricoles les plus vulnérables à l'érosion hydrique subissent des pertes pouvant dépasser $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Maugnard et al., 2013). Cette problématique a des répercussions significatives, particulièrement dans la région wallonne où l'agriculture occupe près de 40 % des terres agricoles utilisées (SPW, 2017). Les cultures considérées comme "à risque", telles que le maïs, sont particulièrement préoccupantes en raison de leur faible couverture du sol au printemps, une période exposée aux averses orageuses. En 2020, le maïs fourrager couvrait près de la moitié de la superficie agricole consacrée à l'alimentation animale en région wallonne, soit plus de 50 000 hectares cultivés (SPW, 2020). Par ailleurs, la pratique courante d'utiliser le maïs comme alimentation pour le bétail a conduit à son implantation fréquente sur des terrains en pente, ce qui entraîne souvent la substitution d'anciennes prairies, qu'elles soient temporaires ou permanentes. Dans la région de la ceinture de loess de la partie wallonne de la Belgique, plus de la moitié du maïs destiné à l'ensilage était cultivé sur des pentes supérieures à 10 % en 2002 (Laloy & Biielders, 2010).

Cependant, en parallèle à ces préoccupations, un autre problème environnemental émerge : celui des microplastiques. Ces minuscules fragments de plastique, issus de diverses sources, se retrouvent désormais présents dans les sols agricoles, constituant une nouvelle forme de pollution (Lacaille-Albiges, 2019). Les microplastiques peuvent provenir de la décomposition de produits en plastique, d'activités industrielles, voire de la fragmentation de morceaux de plastique plus volumineux dans l'environnement. Leur présence suscite des inquiétudes quant à leurs effets potentiels sur la santé des sols, les écosystèmes et même la chaîne alimentaire ("Microplastiques," 2018).

En effet, l'érosion pourrait jouer un rôle crucial dans le transfert de ces microplastiques vers les cours d'eau environnants. Lorsque les sols érodés sont emportés par le ruissellement, ils peuvent entraîner avec eux les microplastiques qui y sont présents (Wang et al., 2022). Ces particules de plastique peuvent alors se retrouver transportées vers les rivières et les ruisseaux, contribuant ainsi à la pollution des écosystèmes aquatiques (Wang et al., 2022). Ce phénomène souligne l'importance d'étudier non seulement les effets de l'érosion sur la perte de sols agricoles, mais aussi son rôle dans la propagation des microplastiques et ses conséquences sur les ressources en eau.

Suite à ces informations et dans le but de remédier et d'améliorer la culture de maïs qui ne peut être abandonnée simplement en raison de son importance économique, la région wallonne finance, une collaboration entre Gembloux Agro-bio Tech, l'UCLouvain, le CIPF et le CRA-W, dans le but de le

développer un outil d'aide à la décision (OAD) dans le cadre du projet « intell'eau ». Cet outil permettra aux acteurs agricoles d'adapter les choix d'aménagement et de gestion des parcelles, en vue de limiter l'érosion, le ruissellement et la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires (SPW, 2017). Ainsi ce mémoire a pour but d'analyser l'efficacité d'une technique de conservation appelée « sous-semis » en culture de maïs sur l'érosion et le ruissellement d'une part, et d'autre part, d'observer et de quantifier la présence d'un polluant type « les microplastiques » en tant que polluants dans les sols agricoles wallons. Une meilleure compréhension de ces enjeux pourrait permettre de développer des stratégies plus durables pour l'agriculture en Wallonie, favorisant à la fois la productivité agricole et la préservation de l'environnement.

Ce mémoire se compose de quatre parties principales. Tout d'abord, nous présenterons une vue d'ensemble et les connaissances nécessaires pour comprendre les deux aspects de notre problématique : l'érosion des sols et la pollution par les microplastiques. Ensuite, nous nous concentrerons sur l'efficacité du sous-semis à limiter les flux de surface et sur la présence de microplastiques dans les sols agricoles, en détaillant les expériences menées ainsi que les différentes méthodes employées pour obtenir les résultats. Par la suite, nous présenterons les résultats obtenus et les discuterons. Enfin, nous conclurons cette étude.

2. Etat de l'art

2.1.Dégradation des sols agricoles

Le sol est une ressource naturelle essentielle pour la vie sur Terre (Rosewell, 1993). Il est non seulement la base de la production alimentaire, mais aussi de la biomasse végétale et animale. En effet, près de 96 % de l'alimentation humaine provient du sol (Lal, 1989). De plus, les sols influencent les processus hydrologiques tels que la percolation, le drainage, le ruissellement et le stockage de l'eau en surface ou en souterrain.

Un sol est considéré comme dégradé lorsqu'il n'est plus capable d'assurer ses fonctions environnementales de régulation, telles que le stockage et le transfert de l'eau, de l'énergie et des nutriments (Oldeman, 1992). La dégradation des sols peut également être définie comme la perte ou la réduction mesurable de la capacité actuelle ou potentielle des sols à produire des matériaux végétaux en quantité suffisante (Blaikie et al., 1988). Cette dégradation peut être causée par plusieurs facteurs physiques, chimiques et biologiques.

La dégradation des sols agricoles peut être le résultat de processus naturels ou d'actions anthropiques. Parmi les causes naturelles, on trouve principalement l'érosion. Quant aux causes anthropiques, elles incluent la déforestation, la surexploitation de la végétation, l'agriculture itinérante, le surpâturage, l'utilisation excessive d'engrais et de produits de protection des plantes (Osman, 2014). Cependant, la cause première de la dégradation des sols est l'utilisation excessive et non appropriée des terres. Cette utilisation est principalement due à des problèmes économiques et sociaux, à la pression de la population, à la pauvreté, aux régimes fonciers, aux systèmes agricoles, au manque de conseils techniques et à l'utilisation d'outils inappropriés (Lal, 2009). Il est donc crucial de mettre en place des pratiques agricoles durables pour préserver la qualité des sols et assurer la sécurité alimentaire à long terme.

2.2.La pollution des sols agricoles

La pollution est définie comme l'introduction de toute substance dans l'environnement qui affecte négativement l'utilité d'une ressource. La substance qui est introduite et qui affecte négativement l'environnement est le polluant (van der Perk, 2017).

La pollution des sols agricoles est un problème environnemental important, qui peut avoir des conséquences graves sur la qualité et la sécurité alimentaire. Les principales sources de pollution des sols agricoles sont les pesticides, les engrais chimiques, les métaux lourds, les résidus pharmaceutiques et les hydrocarbures (Hill, 2010). Les conséquences de la pollution des sols agricoles sont entre autres la réduction de la qualité et de la quantité de la production agricole, une perte de biodiversité, une contamination de l'eau souterraine et des impacts négatifs sur la santé humaine, animale et végétale. En outre, la pollution des sols agricoles peut contribuer au changement climatique en entraînant une émission accrue de gaz à effet de serre lors des activités agricoles (Chauveau, 2019). La dégradation des sols, le drainage des zones humides, l'utilisation intensive d'engrais azotés et la décomposition anaérobie de la matière organique peuvent libérer du CO₂, du CH₄ et du N₂O dans l'atmosphère. Ces émissions contribuent à l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, ce qui peut entraîner des changements climatiques à l'échelle mondiale (Chauveau, 2019).

En plus des émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O qui contribuent à l'effet de serre et au changement climatique, la dégradation des sols et la pollution plastique peuvent également jouer un rôle dans ce

contexte. Les microplastiques, étant des polluants omniprésents dans l'environnement, peuvent être liés aux problèmes de dégradation des sols et avoir un impact sur les émissions de gaz à effet de serre (Sharma et al., 2023).

2.2.1. Les microplastiques

2.2.1.1. Définition

Comme son nom l'indique les microplastiques sont une catégorie de plastique dont la taille est de l'ordre du millimètre, plus précisément entre 300µm et 5 mm (Lacaille-Albiges, 2019).



Figure 1: Particules de microplastiques – Sources : Radio-Canada

Les microplastiques sont des particules solides de matière plastique composées d'un mélange de polymères et d'additifs fonctionnels (ECHA, n.d.). Ces polymères sont généralement issus de combustibles fossiles tels que le pétrole, gaz naturel et charbon. Les microplastiques peuvent être produits intentionnellement ajoutés à des produits dans un but spécifique, comme composant de produits de soins du visage ou du corps par exemple, ou peuvent résulter de la fragmentation de matières plastiques de plus grande taille, telles que les pneus, les textiles synthétiques, etc.

Les microplastiques se trouvent dans diverses composantes des écosystèmes, que ce soit dans les milieux marins, d'eau douce ou terrestres, et ils sont même détectés dans certains produits alimentaires et sources d'eau potable (ECHA, n.d.). Leur préoccupation majeure réside essentiellement dans leur décomposition lente, ce qui conduit à leur accumulation dans l'environnement. Ce facteur d'accumulation prévaut sur la simple quantité de microplastiques rejetée, car leur toxicité pour la plupart des organismes est relativement faible en comparaison avec d'autres agents polluants (Modoono, 2022).

- Les microplastiques primaires

Les microplastiques primaires sont des particules de plastique de petite taille qui sont souvent rejetées directement dans l'environnement. Environ 15 à 31% des microplastiques présents dans les océans sont des microplastiques primaires. Parmi les sources principales de ces microplastiques primaires, on estime que 35% proviennent du lavage des vêtements synthétiques, 28% des frottements des pneus lors de la conduite et 2% des produits cosmétiques comme les gommages ("Microplastiques," 2018).

- Les microplastiques secondaires

Ceux-ci sont issus de la dégradation d'objets macro en matière plastique tels que des sacs en plastiques, des bouteilles et les filets de pêche ("Microplastiques," 2018). Environ 42 000 tonnes de microplastiques se retrouvent chaque année dans l'environnement en raison de l'utilisation de produits en contenants. Les granulés utilisés pour le remplissage des terrains de sport avec gazon artificiel constituent une importante source de pollution, avec près de 16 000 tonnes/an, et environ 176 000 tonnes/an de microplastiques sont rejetées par usure de gros morceaux de matières plastiques (ECHA, n.d.).

2.2.1.2. Microplastiques dans les sols agricoles : sources et concentrations

Différentes sources sont soupçonnées de contribuer à la présence de microplastiques dans les sols agricoles. Bien que la quantification précise de leur contribution reste difficile, il apparaît que les plastiques proviennent principalement de la couverture des sols (mulching), du compost et des boues d'épuration, des précipitations atmosphériques, du ruissellement de surface et de l'irrigation (Yang et al., 2021).

- La dégradation des films plastiques utilisés comme mulch

Le mulching est une technique agricole consistant à recouvrir le sol avec des matières organiques ou des plastiques pour en réduire l'évaporation et limiter la croissance des mauvaises herbes (Osman, 2022). Cette technique est utilisée dans diverses cultures, notamment les cultures maraîchères (tomates, poivrons, courgettes, aubergines, etc.), les fruits (fraises, framboises, etc.) et les arbustes (mûriers, myrtilles, etc.). En Europe, environ 4 270 km² de terre agricole sont couverts par des films plastiques (Scarascia-Mugnozza et al., 2012). Le problème qu'une grande quantité de films plastiques résiduels se décompose progressivement dans les sols agricoles, créant ainsi une nouvelle source de microplastiques (MP) polluants. Les pellicules de ces films plastiques se dégradent par une série d'effets physiques, chimiques et microbiens, tels que le travail du sol, les UV (Ultra-violet) et l'érosion éolienne (Zhang et al., 2016).

- Le compost et les boues d'épuration

Le compost est majoritairement utilisé comme engrais dans l'agriculture. Dans l'Union Européenne, environ 18 millions de tonnes de compost ont été produites en 2008 (Zambrzycki, 2010). Il a été prouvé que les sols reçoivent un apport de plastique par l'application de compost et de boues d'épuration (Zubris & Richards, 2005). Bien qu'une grande partie des matières plastiques puisse être éliminée avant et après le processus de compostage grâce à des techniques de tamisage et de tri, il a été signalé que les composts issus de déchets biologiques contiennent toujours des résidus de plastique en raison d'une élimination inappropriée et d'une classification défaillante des déchets (Bläsing & Amelung, 2018). Dans une usine de compostage à Bonn, une teneur en fragments de plastique visibles à l'œil nu d'environ 2,38 à 180 mg/kg a été observé, confirmant ainsi la présence de microplastiques dans le compost organique (Bläsing & Amelung, 2018). Dans la même veine, l'étude menée par Weithmann et al. (2018) a révélé que les engrais organiques issus de déchets biologiques contiennent des microplastiques, dont environ 14 à 895 possèdent une taille de particule supérieure à 1 mm (Weithmann et al., 2018).

L'utilisation de boues d'épuration en tant qu'engrais est une pratique répandue dans l'agriculture. En Europe et en Amérique du Nord, environ la moitié de toutes les boues d'épuration sont épandues sur les champs agricoles. Une étude menée en Espagne a révélé que les concentrations d'éléments plastiques visibles dans les sols amendés avec des boues d'épuration variaient de 226 à 412 éléments/kg au début de l'expérience (après 5 ans d'amendement), pour atteindre de 177 à 235 éléments/kg à la fin, tandis que la parcelle récemment traitée présentait des concentrations de 182 à 231 éléments/kg et 138 à 288 éléments/kg (Schell et al., 2022).

Dans certains pays tels que la Finlande et l'Irlande, ce pourcentage peut même atteindre jusqu'à 72 % (EPA, 2014). Les boues d'épuration contiennent divers polluants, ce qui limite leur utilisation agricole selon des réglementations strictes concernant les agents pathogènes et les métaux lourds. Cependant, les réglementations européennes (UE 86/278/CEE) et américaines (Code 503) ne prennent pas en compte le plastique comme un contaminant potentiel. Des études ont démontré que les stations d'épuration peuvent retirer jusqu'à 90 % des microplastiques de l'eau, mais ces particules peuvent se retrouver dans les boues (Mason et al., 2016; Mintenig et al., 2017). Les concentrations de plastique dans les boues varient de 1500 à 24 000 éléments/kg, avec jusqu'à 15 800 particules de microplastique/kg de boue détectées. Même à des taux d'épandage limités, comme en Allemagne (5 t/ha de boues sèches sur 3 ans), jusqu'à 40,8 millions de particules plastiques par hectare pourraient atteindre les champs agricoles lors d'un seul épandage de boues (Bläsing & Amelung, 2018). D'autre part, selon Nizzetto et al. (Nizzetto et al., 2016), en tenant compte des taux d'application des boues et de la charge estimée de microplastiques, entre 63 000 et 430 000 tonnes pour l'Europe et entre 44 000 et 300 000 tonnes pour l'Amérique du Nord de microplastiques pourraient être apportés annuellement aux sols agricoles, dépassant la pollution estimée des eaux de surface marines (Van Seville et al., 2015). Ces résultats alarmants soulignent que les boues d'épuration constituent l'une des principales voies d'entrée des microplastiques dans le sol (Sajjad et al., 2022).

- Eaux usées, l'irrigation et les écoulements de surface

En raison du changement climatique, de l'urbanisation et de la croissance démographique, la pénurie d'eau s'aggrave dans de nombreuses régions du monde. Cela a conduit à une augmentation de l'utilisation d'eaux usées partiellement ou non traitées pour l'irrigation des champs agricoles (Talvitie et al., 2017; WHO, 2013). Actuellement, environ 20 millions d'hectares (7 % du total des terres irriguées) sont déjà irrigués avec des eaux usées non traitées ou partiellement traitées, fournissant de la nourriture à environ 10 % de la population mondiale (Corcoran & GRID--Arendal, 2010). Ces eaux usées non traitées renferment des quantités substantielles de microplastiques issus de diverses sources, telles que les résidus de machines à laver, les produits d'entretien ménager et même les épilateurs provenant d'environnements contaminés (Browne et al., 2011). Ces microplastiques peuvent être absorbés par les cultures au cours de leur croissance, lors des étapes de transport, de conditionnement ou de manipulation des aliments, ainsi que par le biais des emballages alimentaires. Les concentrations de plastique dans les eaux usées varient considérablement, allant de 1 000 à 627 000 éléments de microplastiques par mètre cube (Majewsky et al., 2016). Dans les pays développés (Israël, États-Unis etc.), la plupart des eaux usées sont traitées avant d'être utilisées, et la concentration de plastique dans l'eau traitée se situe généralement entre 0 et 125 000 éléments/m³, mesurées dans les effluents de différentes stations d'épuration (Mateo-Sagasta et al., 2013; Talvitie et al., 2017).

Outre l'irrigation intentionnelle, les sols des plaines inondables et des zones riveraines peuvent également être naturellement inondés par l'eau des rivières et des lacs. Étant donné que le plastique est fréquemment présent dans ces eaux, les sols peuvent être contaminés par les inondations (Eerkes-Medrano et al., 2015). Les concentrations de plastique détectées dans les lacs varient de 0 à 220 000 éléments/km², tandis que celles des rivières vont de 0 à 64 000 éléments par mètre cube (Mani et al., 2015).

- Les précipitations atmosphériques

La pollution par les microplastiques peut également être attribuée aux dépôts atmosphériques (Dris et al., 2016). Les particules de microplastiques sont transportées par le vent et se déposent progressivement, y compris sur la couche arable du sol. Selon les résultats de Dris et al. (2016), les retombées

atmosphériques de microplastiques ont été évaluées dans un environnement urbain près de Paris (France) à une moyenne de 29 à 280 éléments/m²/j.

2.2.1.3. Microplastiques dans les sols agricoles : devenir et impacts sur l'écosystème

En raison de leur composition en polymères, les matières plastiques subissent une dégradation lente en conditions naturelles, ce qui leur confère une durée de vie très longue, contrairement à d'autres polluants (paulette, 2022). Certains plastiques, tels que le polyhydroxyalcanoate (PHA) ou le polycaprolactone (PCL), peuvent se dégrader en quelques mois, tandis que d'autres peuvent perdurer pendant plusieurs siècles. Les microplastiques peuvent affecter la structure et les propriétés physiques et chimiques du sol dans lequel ils se retrouvent (Rillig, 2012). Ils peuvent altérer (augmenter) la densité apparente du sol, la conductivité hydrauliques, la capacité de rétention et la porosité du sol (de Souza Machado et al., 2018). Les microplastiques peuvent altérer les propriétés du sol en adsorbant des substances nocives présentes dans la solution du sol, en modifiant la structure des agrégats en faisant office d'agents de liaison, ou encore en s'intégrant dans le sol (Ya et al., 2021). De plus, selon Nizzetto et al les microplastiques peuvent agir comme des agents cimentant en reliant les agrégats du sol ensemble, formant ainsi des agrégats plus durs et plus compacts. Cela peut rendre le sol plus difficile à pénétrer pour les racines des plantes, ce qui peut avoir des conséquences négatives sur la croissance des plantes (Nizzetto et al., 2016). Les microplastiques peuvent remplir les pores dans les agrégats, réduisant ainsi la porosité totale du sol et affectant la capacité du sol à retenir et conduire l'eau et l'air nécessaires aux plantes (Nizzetto et al., 2016).

En général, les différents types de microplastiques peuvent avoir des effets environnementaux différents sur les propriétés du sol. Par exemple, le polyester peut réduire de manière significative les agrégats stables à l'eau dans le sol, tandis que le polyéthylène peut augmenter de manière significative le nombre d'agrégats stables à l'eau dans le sol (de Souza Machado et al., 2018).

2.2.2. Les facteurs influençant l'érosion hydrique

L'érosion hydrique du sol est principalement influencée par :

- L'érodibilité du sol

Elle exprime la sensibilité du sol au détachement et au transport. Elle est influencée par des facteurs telles que la texture du sol, la structure du sol, la teneur en matière organique, la perméabilité, la cohésion, la stabilité des agrégats et la présence de racines. Ces caractéristiques déterminent la résistance du sol à l'érosion et sa susceptibilité à être détaché et transporté par les forces érosives (Morgan, 2005).

- L'érosivité de la pluie

Elle exprime la capacité de la pluie à provoquer l'érosion. Elle est influencée par des facteurs tels que l'intensité de la pluie, la taille des gouttes de pluie, la durée de la pluie et la fréquence des précipitations. Des pluies intenses, de longue durée et fréquentes sont plus susceptibles de générer des forces érosives plus importantes, augmentant ainsi l'érosion des sols (Morgan, 2005).

- La topographie

Elle impact la vitesse d'écoulement, le débit et l'accumulation du ruissellement. La topographie, c'est-à-dire la configuration du relief, influence l'érosion en modifiant la vitesse et le volume des eaux de ruissellement. Des pentes plus raides entraînent des écoulements plus rapides, augmentant ainsi la capacité de transport des sédiments. Des pentes plus longues augmentent la quantité du ruissellement

accumulé. Les zones de dépression ou les changements brusques de pente peuvent concentrer l'eau et favoriser la formation de rigoles et de ravines (Morgan, 2005).

- La couverture du sol

La couverture du sol fait référence à la présence et à la densité de la végétation ou d'autres matériaux protecteurs à la surface du sol. Une couverture végétale dense, comme celle fournie par les cultures, les pâturages ou les plantes spontanées, réduit l'impact direct des gouttes de pluie sur le sol, ralentissant ainsi l'érosion. De plus, la végétation aide à maintenir la structure du sol, favorise l'infiltration de l'eau et retient les particules de sol en place (Morgan, 2005).

Ces différents facteurs sont d'ailleurs formalisés dans l'équation universelle des pertes en terre « (R)USLE » proposée par Wischmeier and Smith en 1965. Cette équation est largement utilisée pour estimer les pertes de sol à long terme sur les parcelles agricoles dues à l'érosion en nappe et en rigole. Elle a été développée empiriquement à partir de données expérimentales obtenues sur le terrain dans des conditions standardisées (Wischmeier and Smith, 1978).

2.2.2.1. Transport des microplastiques dans les terres agricoles

Les microplastiques sont transportés dans le sol en fonction de leur taille et de leur poids. Les particules plus légères et petites peuvent être transportées préférentiellement par le vent (Rezaei et al., 2019), tandis que les particules petites mais plus lourdes sont plutôt susceptibles d'être introduites dans les couches profondes du sol par le travail du sol et les organismes du sol (Steinmetz et al., 2016). Des observations ont montré que des billes plastiques (710 à 2800 μm) peuvent se déplacer verticalement jusqu'à 10 cm de profondeur en seulement 21 jours grâce à l'activité de vers de terre (Rillig et al., 2017). Ces études ont rapporté une translocation des microplastiques dépendante de leur taille, montrant que les particules plus petites étaient préférées pour le transport bioturbatif (Maaß et al., 2017). De plus, les pores créés par l'activité des vers de terre peuvent également contribuer à la migration verticale des microplastiques dans le sous-sol avec l'eau. Les animaux du sol, tels que les larves, les acariens ou les mammifères excavateurs comme la taupe, peuvent également accélérer la migration verticale des microplastiques dans le sol profond par ingestion/excrétion ou par adhérence à leur surface (Zhu et al., 2018). Cependant, ces processus ne présentent pas nécessairement un risque de pollution des eaux souterraines, car ces animaux ne s'introduisent généralement pas dans les eaux souterraines.

Le processus typique par lequel les polluants atteignent les nappes d'eau souterraines est la lixiviation (Khan & Brown, 2016). Ce mouvement descendant dans la colonne de sol se produit dans les macro- et méso-pores dans la gamme des mm à μm et pourrait être important dans les sols présentant des proportions élevées de macropores (par ex. sols limoneux avec biopores ; leptosols et sols sableux grossiers ; sols organiques) et dans les vertisols. Le lessivage de particules de taille allant jusqu'à 20 μm a été observé mais seulement dans les sols présentant des fissures (Khan & Brown, 2016).

2.2.2.2. Impact des microplastiques sur la santé humaine

Une fois ingéré et dans l'organisme les microplastiques sont capables de se déplacer et de s'accumuler dans les différents organes et tissus des êtres vivants. Les microplastiques sont internalisés dans le tractus gastro-intestinal et la partie non absorbée est excrétée dans les fèces humaines (Liebmann et al., 2018). Des études ont démontré que les microplastiques arrivaient à pénétrer la barrière hémato-encéphalique et le placenta, et même à franchir des membranes cellulaires (Schirizzi et al., 2017).

2.3. L'érosion

Outre la pollution des sols, l'érosion est également une cause majeure de la dégradation des sols. L'érosion est un processus naturel impliquant successivement le détachement de particules de sol et leur transport sous l'action de l'eau, du vent, des glaciers, ou encore de la gravité (Osman, 2014). En surface l'érosion hydrique réunit tous les processus qui affectent, sur une profondeur faible, les sols et les formations superficielles (Rey et al., 2004). Ce phénomène est plus important dans les régions tropicales que dans les régions tempérées (le Bussy, 2018). Les principaux types d'érosion hydrique sont l'érosion par splash, l'érosion en nappe (ou érosion diffuse), l'érosion en rigoles, l'érosion par ravinement. En agriculture intensive, en particulier avec l'utilisation de machines, l'érosion due au travail du sol ainsi que l'érosion liée à la récolte de cultures à racines ou tubercules peuvent également contribuer de manière significative aux pertes de sol (Morgan, 2005). Dans cette section, nous nous concentrerons sur l'érosion hydrique qui fait l'objet de ce mémoire.

2.3.1. Les types d'érosion hydrique

- Erosion par splash (rejaillissement)

Cette érosion se produit lorsque l'énergie cinétique des gouttes de pluie frappant la surface du sol désagrège les agrégats et détache les particules individuelles de sol. Ces particules en suspension sont ensuite projetées et peuvent être transportées jusqu'à 60 cm au-dessus du sol, se déplaçant jusqu'à 1,5 m du point d'impact de la goutte (Ghadiri, 2004). Ce phénomène de dispersion des particules peut également entraîner l'obstruction des pores du sol, conduisant à la formation d'une croûte de battance et réduisant ainsi sa capacité d'infiltration.

- Erosion en nappe

Ce type d'érosion se produit lorsque les précipitations généralement sous forme de fortes pluies orageuses, dépassent le taux d'infiltration du sol, entraînant le ruissellement hortonien. Il peut également se produire lorsque le sol est saturé en eau, typiquement lors de pluies moins intenses mais prolongées (Morgan, 2005). Une érosion en nappe se détermine par enlèvement graduel et uniforme du sol superficiel par l'eau de ruissellement, sans formation de rigoles ou ravines. L'érosion en nappe intervient sous la forme d'une nappe d'eau peu profonde s'écoulant sur la surface du sol, entraînant l'élimination d'une couche uniforme de sol de la surface du sol ("Érosion," n.d.). L'eau en excès (non infiltrée) s'accumule à la surface et se ruisselle le long du gradient de pente. Un autre phénomène important à mentionner est la redépôt des sédiments. En effet, lors du transport, les sédiments sont maintenus en suspension dans l'eau grâce à son énergie cinétique. Cependant, lorsque la charge en sédiments transportés dépasse la capacité de transport de l'eau, qui dépend de sa vitesse, les particules en suspension se redépôtent au sol. Ainsi, lorsqu'il y a un ralentissement du flux d'eau, les sédiments se redépôtent sur le lieu du ralentissement (en aval) (Morgan, 2005).

- Erosion en rigoles

Vers le bas de la pente, lorsque le flux se concentre et que la vitesse de cisaillement du flux dépasse une valeur critique, de petits canaux appelés rigoles se forment. Ces rigoles se forment en raison de l'érosion progressive du sol sous l'effet de l'écoulement de l'eau (Morgan, 2005). Les motifs spécifiques, tels que les sillons créés par les cultures en rangées ou les raies de labour, peuvent favoriser le développement de rigoles. Ces motifs agissent comme des conduits préférentiels, guidant l'eau le long de leur tracé et facilitant ainsi la formation des rigoles.

- Erosion en ravines

L'érosion en ravine, se produit dans les zones en pente lorsque l'eau de pluie ou de ruissellement creuse des canaux (d'une profondeur supérieure à 30 cm) en forme de V appelés ravines dans le sol. Ce processus, plus rapide et intense que l'érosion en surface, est exacerbé par des facteurs tels que la pente du terrain, la texture du sol, le manque de végétation pour retenir le sol, ainsi que les activités humaines comme l'urbanisation et les pratiques agricoles inappropriées. Les ravines résultent de la création de tranchées dans le sol par l'eau, ce qui favorise la formation de canaux encaissés. Au fil du temps, l'action répétée de l'eau entraîne l'érosion des parois des dépressions, favorisant leur agrandissement et leur fusion pour former un canal plus profond, la ravine (Blanco-Canqui & Lal, 2010).

2.3.2. Impacts (conséquences) de l'érosion

On estime qu'à l'échelle mondiale, environ 1960 millions d'hectares de terres sont soumis à l'érosion, ce qui représente environ 15 % de la superficie totale de la Terre. Parmi ces terres, environ 50 % sont gravement érodées, et une grande partie d'entre elles est abandonnée (Lal et al., 2003). Les conséquences de l'érosion se manifestent aussi bien sur site (au niveau de la parcelle concernée) qu'en dehors.

Les effets in-situ de l'érosion comprennent la perte de sol, de matière organique et de nutriments, ainsi que l'imperméabilisation de la surface du sol. Cela expose les racines des plantes, rend les opérations de travail du sol plus difficiles et entraîne une déformation du terrain. Ces effets ont un impact sur la fertilité et la productivité du sol. Dans certaines terres peu profondes d'Afrique de l'Ouest, où le potentiel d'exploration racinaire est limité, l'érosion peut entraîner des réductions de rendement allant de 30 à 90 % (Mbagwu et al., 1984).

Concernant les effets hors site de l'érosion des sols, les matériaux érodés sont transportés en aval et s'y retrouvent dans des plans d'eau, tels que des lacs, cours d'eau, rivières, ainsi que dans des infrastructures telles que des routes et des zones résidentielles ou industrielles. Ce transfert d'eau et de matériaux peut entraîner plusieurs problèmes, tels que l'envasement de fossés, de canaux et de réservoirs, l'eutrophisation et d'autres formes de pollution des eaux de surface, ainsi que des coulées boueuses. Toutes ces conséquences contribuent à la détérioration de la qualité de l'eau de surface (Osman, 2014). Sur le plan économique, l'érosion a un impact significatif. Aux États-Unis, les coûts totaux liés à l'érosion dépassent chaque année les 7 milliards de dollars (Pimentel et al., 1995). En Europe, les agriculteurs perdent environ 1257.22 millions d'euros chaque année en raison de la baisse de la productivité due à l'érosion des sols (Panagos et al., 2018).

Plus spécifiquement en Belgique, les inondations boueuses engendrent chaque année un coût sociétal total variant entre 16-172 millions d'euros dans la région centrale du pays. Ce coût dépend de la portée et de l'intensité des orages ainsi que de la valeur monétaire des dommages causés. Des données récentes indiquent que ce phénomène devient de plus en plus fréquent dans la région centrale de la Belgique, en raison de facteurs tels que le remembrement des terres, l'expansion urbaine et la croissance des cultures en ligne, semées au printemps au détriment des céréales d'hiver (Evrard et al., 2007).

2.4. Les cultures de printemps

Les cultures de printemps, telle que le maïs, la pomme de terre et la betterave, présentent un risque érosif très élevé en région tempérée (Biielders, et al., 2003). Ces cultures sont semées au printemps donc se caractérisent par une couverture végétale très faible au début du printemps, période où le risque d'orages violents est élevé. De plus, l'écartement entre les rangs des cultures constitue une autre source d'exposition du sol aux pluies intenses. La combinaison de ces facteurs accroît la vulnérabilité des sols aux phénomènes érosifs. En l'absence d'une couverture végétale suffisante, le sol est directement exposé aux impacts des gouttes de pluie, qui peuvent désagréger les agrégats et détacher les particules de sol.

De plus, la configuration des rangs des cultures crée des canaux favorisant le ruissellement de l'eau, augmentant ainsi le risque d'érosion en rigoles (Vogel et al., 2016).

2.4.1. Le maïs

Le maïs est la céréale la plus cultivée dans le monde, que ce soit pour l'alimentation du bétail ou pour la consommation humaine. En Belgique, le maïs est cultivé pour les grains ou pour la récolte de fourrage (plante entière). Les surfaces dédiées à cette culture atteignent 160.000 hectares en Belgique, dont environ 50.000 hectares en Wallonie ("Maïs," n.d.)

Au cours des dernières décennies, le maïs fourragère a souvent remplacé les prairies en raison de sa productivité (Coufourier et al., 2008). Cependant, cette culture se retrouve fréquemment implantée en pente, ce qui accentue le risque d'érosion. Les sols limoneux à sablo-limoneux avec un faible taux de matière organique qui prédominent en Wallonie sont particulièrement vulnérables à l'érosion, exacerbant ainsi le phénomène (le Bussy, 2018). De plus, la récolte tardive du maïs (en septembre-octobre) est souvent effectuée dans des conditions humides, ce qui augmente le risque de compactage du sol et réduit sa capacité d'infiltration pendant l'hiver (le Bussy, 2018). Comme d'autres cultures de printemps, le maïs est donc très sensible à l'érosion.

Afin de préserver la qualité de l'eau et des sols et de limiter les pertes en terres, il est dès lors nécessaire de mettre en place certaines techniques et aménagements.

2.5. Techniques de conservations des sols

Les techniques de conservation des sols sont un ensemble de pratiques utilisées pour permettre un usage durable des sols. Elles visent, à la fois, à prévenir la perte de sol due à l'érosion et la réduction de la fertilité provoquée par une exploitation excessive de celui-ci. En d'autres termes la conservation des sols vise à maintenir ou à améliorer la capacité productive des terres dans les zones affectées ou sujettes à la dégradation. Sept grands principes guident la mise en place de techniques de conservation des sols à travers la limitation du détachement et/ou du transport des particules (Morgan, 2005).

- Réduire la force d'impact des gouttes de pluies : litière, paillage, sous semis, résidus de culture...
- Maintenir ou améliorer la résistance du sol au détachement : fumier, engrais verts, prairie...
- Améliorer la capacité d'infiltration du sol : fumier, pailles, non labour, prairie...
- Améliorer la capacité de stockage superficiel du sol : labour, Zaï, demi-lunes, cloisonnement d'interbuttes...
- Réduire les vitesses d'écoulement : paillage, densité de semis, labour...
- Limiter la longueur du terrain : Fossés d'interception, bandes enherbées...
- Evacuer les eaux de ruissellement sans provoquer de l'érosion : chenaux enherbés

La conservation des sols peut être aussi classée en deux catégories : les mesures intraparcellaires et les mesures interparcellaires.

Les mesures intraparcellaires sont mises en place à l'intérieur même de la parcelle agricole pour réduire l'érosion et améliorer la santé des sols. Elles sont souvent spécifiques à chaque culture et peuvent inclure :

- Le paillage : Cette technique consiste à couvrir la surface du sol avec une couche de matériau organique (comme la paille, les résidus de culture, les débris végétaux) ou avec des matériaux synthétiques. Le mulch agit comme une barrière physique qui réduit l'impact direct des gouttes de pluie, favorise l'infiltration de l'eau dans le sol et limite le ruissellement (Morgan, 2005).

- Le couvert végétal permanent : Il s'agit de maintenir une couverture végétale vivante tout au long de l'année, même en dehors de la saison de culture principale. Cela peut être réalisé en semant des cultures de couverture, telles que les légumineuses, les graminées ou les mélanges de plantes, qui protègent le sol de l'érosion, améliorent sa structure, réduisent les pertes de nutriments et favorisent la biodiversité (Morgan, 2005).
- La plantation en courbes de niveau ou en bandes : Ces techniques consistent à planter les cultures perpendiculairement à la pente, en suivant les courbes de niveau du terrain ou en laissant des bandes non cultivées à intervalles réguliers. Elles aident à ralentir l'écoulement de l'eau, à réduire l'érosion et à favoriser l'infiltration (Morgan, 2005).

Les mesures interparcellaires sont mises en place à l'échelle du paysage agricole pour réduire l'érosion et améliorer la gestion de l'eau. Elles impliquent une coopération entre les agriculteurs et peuvent inclure :

- La création de bandes tampons : Il s'agit de laisser des bandes de végétation non cultivées le long des cours d'eau, des fossés ou des limites de parcelles pour filtrer les eaux de ruissellement, réduire les pertes de sol et protéger les ressources en eau.
- L'aménagement de terrasses : Les terrasses sont des plateformes horizontales ou légèrement inclinées construites sur les pentes pour ralentir l'écoulement de l'eau et réduire l'érosion en créant des paliers. Elles peuvent être utilisées dans les régions où les pentes sont fortes (Morgan, 2005).
- La création de zones de retenue : Il s'agit de construire des bassins ou des étangs de rétention pour capturer l'eau de ruissellement et les sédiments, réduisant ainsi leur impact sur les cours d'eau et les zones sensibles (Morgan, 2005).

2.5.1. Effet du couvert végétal

Le couvert végétal, qu'il soit utilisé à des fins productives ou non, joue un rôle essentiel dans la lutte contre l'érosion en offrant de nombreuses fonctionnalités.

- La protection contre l'impact des gouttes de pluies

La biomasse produite constitue une couche de protection pour le sol contre les impacts de goutte de pluies, ce qui limite la formation de croûtes de battance. Elle limite aussi le ruissellement en améliorant la capacité d'infiltration du sol grâce à la macroporosité qui se développe par l'enracinement (le Bussy, 2018). Le couvert sert aussi de barrière qui ralentit la vitesse du ruissellement et favorise le dépôt des particules (Rey et al., 2004).

- La structuration et la fertilisation naturelle du sol

Les racines et les hyphes jouent un rôle essentiel dans la formation d'un réseau de filaments où les agrégats de sol peuvent adhérer et s'enrober. Cela crée une cohésion forte et une structure plus solide pour le sol. De plus, la biomasse végétale du couvert capte le dioxyde de carbone atmosphérique et le stocke sous forme organique. Lorsque ce couvert végétal est détruit, notamment s'il n'est pas récolté, le carbone organique est restitué au sol, améliorant ainsi la stabilité structurale des agrégats du sol. En outre, les couverts végétaux, en particulier ceux composés de légumineuses, peuvent fixer l'azote atmosphérique. Ils peuvent également capter l'azote résiduel du sol après la récolte d'une culture principale, réduisant ainsi les pertes hivernales par lixiviation. Lorsque le couvert est détruit, ces nutriments sont réintroduits dans le sol, favorisant ainsi le recyclage des nutriments.

- Equilibre biologique de la vie du sol

Les couverts végétaux jouent un rôle crucial dans la promotion de la vie biologique du sol. En tant que ressource alimentaire, ils fournissent une source de nutriments pour les macro et microorganismes du sol. Les racines des couverts attirent les microorganismes, ce qui contribue à la structuration et à l'aération du sol. De plus, les vers de terre se nourrissent de matières organiques présentes en surface, créant ainsi des galeries verticales qui seront explorées par les racines des plantes. Ces galeries favorisent la capacité d'infiltration du sol, permettant une meilleure pénétration de l'eau et des nutriments. Par conséquent, les couverts végétaux favorisent une activité biologique saine et dynamique dans le sol, ce qui contribue à son équilibre et à sa fertilité (Poirier, 2021).

- La température

Le couvert crée un microclimat à la surface du sol. Pendant la saison d'été, lorsque les températures sont très élevées, le couvert sert de barrière, protégeant ainsi l'activité biologique dont la température optimale est d'environ 20°C. En automne, il agit toujours comme un couvert et permet de retarder l'impact du froid sur l'activité biologique du sol (Poirier, 2021).

- Contrôle des adventices

Le couvert limite la prolifération des adventices grâce à la compétition au niveau des nutriments et de la lumière. L'objectif étant de placer les adventices dans de mauvaises conditions de développement.

2.5.2. L'association de cultures

L'association de cultures est une pratique agricole ancestrale qui consiste à cultiver différentes espèces végétales sur une même parcelle simultanément afin de tirer parti des interactions bénéfiques entre elles. Cette approche présente de nombreux avantages, tels que la lutte contre les mauvaises herbes, les maladies et les ravageurs, ainsi que l'amélioration de la nutrition des plantes et du rendement global. Cependant, il convient de noter que l'association de cultures peut également poser des défis en termes de gestion de la culture.

- Avantages

La culture associée présente plusieurs avantages. Tout d'abord, elle offre une couverture plus étendue du sol pendant la saison de culture, et éventuellement après la récolte si toutes les espèces ne sont pas récoltées (AGRISUD, 2010). Cette couverture accrue limite les phénomènes d'érosion et de formation de croûtes de battance, ce qui contribue à préserver la qualité du sol. De plus, elle crée un microclimat avec des températures au sol plus modérées, ce qui influence positivement le milieu environnant. La diversité des espèces cultivées dans la culture associée favorise la conservation de la biodiversité en apportant une plus grande variété de matières organiques à l'écosystème. Cela améliore également le recyclage des nutriments, ce qui est bénéfique pour la fertilité du sol (AGRISUD, 2010). De plus, cette pratique permet une séquestration accrue du carbone, notamment si la biomasse totale formée est plus élevée. En conséquence, la culture associée peut avoir un impact positif sur le stockage du carbone et contribuer à atténuer les effets du changement climatique. Par ailleurs, la culture associée a un effet sur le rendement total (Paut et al., 2020). En optimisant le partage des ressources du sol, notamment l'eau et les nutriments, entre différentes espèces, il est possible d'augmenter le volume de végétation cultivée, ce qui pourrait potentiellement conduire à des rendements supérieurs par rapport aux monocultures traditionnelles sur une même superficie (Le Bussy, 2018). Cette approche permet également de lutter contre certaines maladies, nuisibles et adventices. La diversité des cultures présentes perturbe les nuisibles, qui mettent plus de temps à trouver la plante convoitée. En augmentant la distance entre les plantes d'une même culture, on réduit considérablement le risque de transmission des maladies.

- Inconvénients

L'inconvénient majeur de la culture associée réside dans la possible compétition entre les différentes cultures présentes, ce qui peut entraîner une concurrence pour les ressources essentielles telles que la lumière, l'eau et les nutriments, et donc avoir un impact sur leur croissance respective. Ainsi, pour que l'association de cultures soit efficace, il est important de minimiser ce phénomène de compétition. En particulier, en agriculture mécanisée, des difficultés spécifiques peuvent se présenter (Paut et al., 2020). Cela inclut des problèmes liés au désherbage, où le désherbage mécanique ou la sélectivité des produits chimiques utilisés peut avoir un impact sur certaines espèces associées, ainsi que des défis lors du semis, nécessitant différentes profondeurs de semis et des équipements spécialisés en raison des différentes graines utilisées. La récolte peut également poser des problèmes, avec des hauteurs de plantes variées qui nécessitent la séparation des espèces récoltées, par exemple. Pour surmonter ces difficultés, il est essentiel de choisir judicieusement les espèces végétales à associer, en privilégiant celles qui présentent des interactions complémentaires (le Bussy, 2018). Il est important de sélectionner des cultures qui ont des besoins en ressources différents ou qui ont la capacité de les utiliser de manière complémentaire. Cela permet de réduire la compétition directe entre les espèces et favorise une utilisation plus efficace des ressources disponibles.

2.5.3. Focus sur le sous-semis en maïs

La technique du sous-semis est une pratique ancienne qui connaît un regain d'intérêt aujourd'hui (Aebi, 2020). Elle consiste à cultiver une autre espèce végétale dans les inter-rangs de la culture principale, en l'occurrence le maïs. L'objectif principal est double : d'une part, couvrir les zones du sol qui sont moins rapidement occupées par le maïs pendant la saison de culture, et d'autre part, assurer une couverture du sol pendant la période post-culture, ce qui peut être difficile à obtenir en raison de la récolte tardive du maïs (septembre-octobre). Le choix de l'espèce végétale utilisée pour le sous-semis revêt une importance cruciale dans ce processus. Parmi les espèces les plus couramment utilisées figure le ray-grass italien (figure 2).



Figure 2 : Sous semis avec le ray-grass avec culture de maïs- Source : COGESAF

Cependant, le ray-grass italien est une espèce relativement compétitive en raison de sa croissance rapide. Il est donc essentiel de le semer quelques semaines après le semis initial du maïs afin de limiter la compétition et son impact sur le rendement du maïs. Idéalement, le sous-semis de ray-grass italien est réalisé lorsque le maïs atteint la 6ème ou la 7ème feuille (CIPF, 2019). D'autres espèces peuvent également être envisagées pour le sous-semis, telles que la vesce velue, le trèfle ou même la fétuque rouge (*Festuca rubra*). Ces espèces ont un développement plus lent, ce qui permet un semis simultané avec le maïs.



Figure 3: sous-semis de fétuque rouge (droite) et de trèfle (gauche) - source : CIPF

3. Objectif

L'objectif principal de ce mémoire est d'évaluer l'impact du sous-semis (utilisant soit de la fétuque rouge, soit du trèfle blanc) en maïs en tant que technique de conservation visant à réduire l'érosion, le ruissellement et les éventuels transferts de microplastiques pendant la période hivernale postérieure à la récolte du maïs. Cette étude repose sur un essai agronomique mené sur le terrain. Les traitements testés comprennent des parcelles avec sous-semis de fétuque rouge, des parcelles avec sous-semis de trèfle blanc, ainsi qu'une parcelle avec le sol laissé nu (déchaumé), tous après une culture de maïs. Pour atteindre cet objectif, trois axes de travail ont été développés et appliqués au suivi de chacun des trois traitements sur le site expérimental :

- Mesurer les quantités d'eau ruisselée et de terre érodée sous pluies naturelles, sur la période d'interculture hivernale
- Mesurer la quantité de biomasse produite et la couverture végétale au long de la saison hivernale
- Mesurer la conductivité hydraulique à saturation, en début et en fin de saison hivernale
- Quantifier la concentration en microplastiques dans le sol (en comparaison avec d'autres sites potentiellement contaminés) (et quantifier les pertes de microplastiques en surface par ruissellement)

4. Matériels et méthodes

4.1. Zone d'étude

Le site sur lequel l'essai a été mené se situe en Région Wallonne, dans la province du Brabant wallon. Plus précisément dans la commune d'Ottignies-Louvain-La-Neuve à 50.66° de Latitude nord, 4.59° Longitude est et à 98.34 m d'altitude (Figure 4).

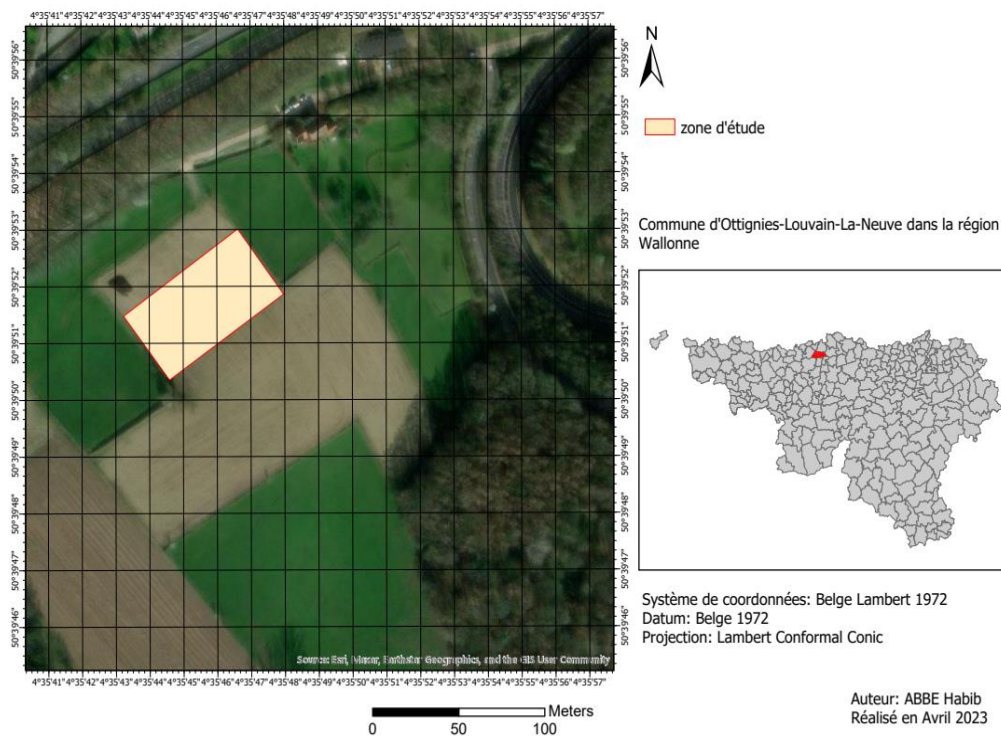


Figure 4: Localisation de la parcelle expérimentale - Source : ESRI (ArcGIS)

La zone d'étude d'après la carte des principaux types de sol de la Wallonie à l'échelle de 1/250000 est situé sur un sol limoneux à drainage naturel favorable et absence de développement de profil, c'est à dire avec un sigle « Abp ». La parcelle étudiée présente une pente moyenne de 16,5%.

4.2. Plan d'expérience

L'essai, comme indiqué précédemment, s'inscrit dans le cadre du projet « Intell'eau », mené en collaboration avec le CIPF (Centre de recherche pour l'agriculture et la lutte contre l'érosion). Il a été initié au début du printemps de l'année 2021. Notre essai s'est déroulé du 01/09/2022 au 30/03/2023 et a consisté en une zone d'étude subdivisée en 9 sous-parcelles, constituées de 3 répétitions de trois traitements : le témoin (sol nu déchaumé), le sous-semis de trèfle blanc et le sous-semis de fétuque rouge (Figure 5).

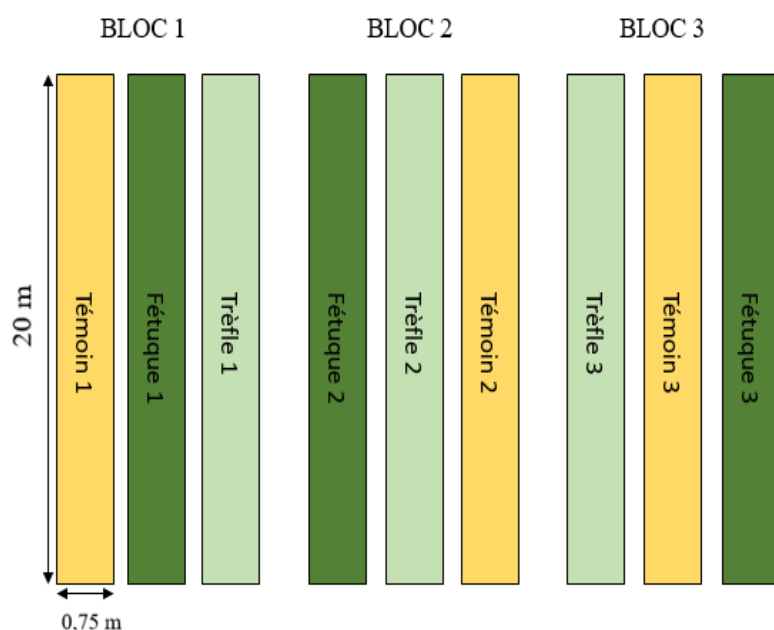


Figure 5: Agencement des différentes parcelles et sous parcelles en champs

Comme le montre la figure 5, chaque sous-parcelle mesure 20 mètres de longueur et 75 cm de largeur, ce qui correspond exactement à la largeur d'un inter-rang de maïs. Cette configuration en bloc aléatoire complet a été choisie afin de répartir les répétitions de manière relativement homogène dans l'espace.

4.3. Itinéraire technique

Dans ce tableau, sont répertoriées toutes les opérations qui ont été réalisées dans le cadre de l'étude, fournissant ainsi une vue d'ensemble des différentes activités menées sur le terrain. Cela permet de suivre précisément les étapes et les actions entreprises tout au long de l'expérience.

Tableau 1: Itinéraire technique

Date	Opération culturale	Détails
15-04-22	Semis	Sur témoins et sous-semis au moyen d'un combiné (rotative-rouleau-semoir)
Mi-septembre	Récolte essais	
05-10-22	Déchaumage des témoins	Déchaumage au "Bic" (cultivateur à dents vibrantes)
06-10-22	Montage dispositif hiver	
06-10-22	Prélèvement biomasse et de couverture végétale	Au niveau de toute les parcelles
03-11-22	Mesure conductivité hydraulique	Témoign 1, fétuque 1, trèfle 1
10-11-22	Mesure conductivité hydraulique	Témoign 2, fétuque 2, trèfle 2
16-11-22	Mesure conductivité hydraulique	Trèfle 3, témoign 3, fétuque 3
16-11-22	Mesure couverture végétale	Au niveau de toute les parcelles
18-11-22	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
07-12-22	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles

07-12-22	Mesure couverture végétale et prélèvement biomasse	Au niveau de toute les parcelles
04-01-23	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
13-01-23	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
02-02-23	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
01-03-23	Mesure conductivité hydraulique	Témoin 1, fétuque 1, trèfle 1, fétuque 2
13-03-23	Mesure conductivité hydraulique	Témoin 2, trèfle 3, trèfle2
15-03-23	Mesure conductivité hydraulique	Témoin 1, fétuque 3
15-03-23	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
17-03-23	Prélèvement biomasse et mesure couverture végétale	Au niveau de toute les parcelles
29-03-23	Prélèvement des bacs (érosion et ruissellement)	Au niveau de toute les parcelles
29-03-23	Démontage dispositif hiver	

4.4.Mesures

4.4.1. Les précipitations

Les mesures de précipitations ont été effectuées à l'aide d'un pluviomètre à auget basculeur, situé en périphérie du champ à quelques dizaines de mètres des sous-parcelles de l'essai. Les données proviennent d'un pluviomètre à auget de type "Watchdog Rain + Temp Station 3200R1", qui permet la transmission à distance des données collectées. Le pluviomètre dispose d'un auget d'une capacité de 0,25 mm de pluie, et les mesures sont enregistrées et transmises avec une fréquence de dix minutes en cas de pluie et d'une heure en temps normal.

4.4.2. Ruissellement et érosion

Les mesures de ruissellement et d'érosion ont été réalisées au niveau de chaque sous-parcelle après chaque événement pluvieux important. Pour ce faire, un dispositif expérimental a été installé en bas de la pente, permettant de collecter l'eau de ruissellement ainsi que les pertes de sol qui y sont associées (Figure 6). Ces sous-parcelles sont clairement délimitées par des bandes de plastique enfoncées dans le sol, à une profondeur de 5 à 10 cm, dépassant d'environ 20 cm au-dessus du sol. Ces bandes de plastique servent de barrière physique pour éviter les échanges indésirables d'eau et de nutriments entre les sous-parcelles, assurant ainsi une isolation hydrologique adéquate. Le dispositif est composé de différents éléments, notamment un entonnoir et un bac, qui permettent de mesurer et de récupérer les écoulements d'eau et les pertes de sol. Une tôle recouvre le bac et l'entonnoir, minimisant ainsi l'apport direct de précipitations, ce qui garantit que seuls les écoulements provenant de chaque sous-parcelle sont collectés et mesurés. Cette méthodologie expérimentale permet d'évaluer de manière précise et contrôlée le ruissellement et l'érosion au niveau de chaque sous-parcelle, offrant des données fiables pour l'analyse et la comparaison des différents traitements agricoles.

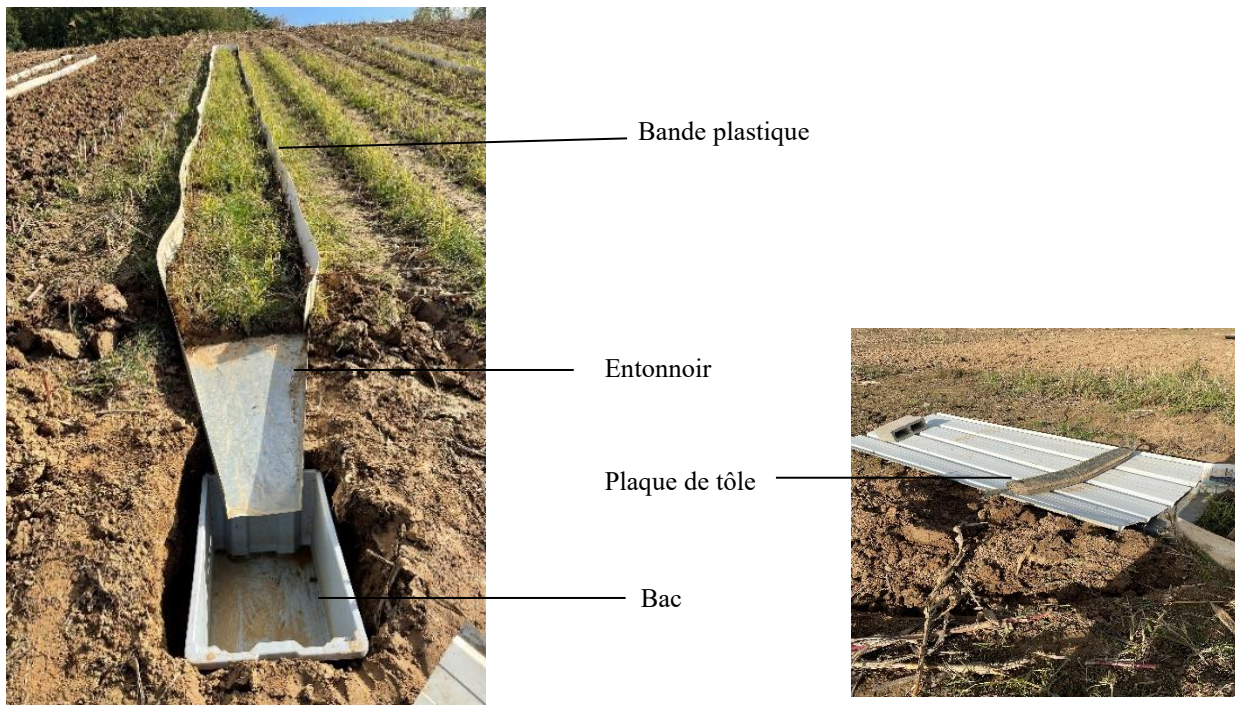


Figure 6: Dispositif expérimental

Pour les mesures, le matériel suivant a été utilisé :

- ✓ Des flacons en plastique d'une contenance de 1 litre pour la collecte des sédiments.
- ✓ Un seau gradué permettant de quantifier le volume d'eau de ruissellement.
- ✓ Un bec verseur pour faciliter le transfert de l'eau collectée.
- ✓ Une petite pelle pour homogénéiser l'eau et le sol collectés.

Dans le cas où le volume d'eau collecté est inférieur à 1 litre, aucune mesure n'est prise, car cela est considéré comme de la pluie directement tombée sur l'entonnoir (faible surface non couverte par la tôle).

Si le volume d'eau collecté dépasse 1 litre, les mesures suivantes sont prises :

- Homogénéiser le contenu du bac en le mélangeant soigneusement
- Échantillonner la solution d'eau de ruissellement chargée en sédiments au moyen de flacons en plastique d'1L.
- Collecter l'eau de ruissellement, le volume d'eau est mesuré avec précision en prenant soin d'éviter les pertes ou les débordements et noter le volume (l).

Une fois au laboratoire, les échantillons prélevés dans les flacons sont traités selon la procédure suivante :

- Stocker les échantillons pendant plusieurs semaines afin de permettre la sédimentation des particules de sol et éliminer le surnageant ;
- Placer les échantillons dans une étuve à une température de 45°C pour les sécher ;
- Une fois les échantillons séchés, procéder à leur pesée pour déterminer la masse des sédiments (g).

En laboratoire, les résultats obtenus sont extrapolés à l'échelle de la parcelle. Ainsi, pour le ruissellement, l'unité de mesure utilisée est le volume par unité de surface [l/m^2]. En ce qui concerne l'érosion, elle est quantifiée en termes de masse par hectare [kg/ha].

4.4.3. Infiltration

La conductivité hydraulique à saturation a été déterminée au niveau de chaque sous-parcelle à partir de mesures d'infiltration. Au total, nous avons réalisé deux campagnes d'échantillonnage pour mesurer l'infiltration, toutes deux menées après la période de culture du maïs. La première campagne a été réalisée en novembre, tandis que la deuxième a eu lieu en mars (Tableau 1).

Nous avons effectué quatre prises de mesures par campagne et dans chaque sous-parcelle, à différentes positions au niveau de chaque sous-parcelle, ce qui nous donne un total de 36 mesures par campagne. Deux mesures ont été réalisées au niveau aval et deux autres au niveau amont de chaque sous-parcelle. Pour la première campagne, les mesures ont été prises à des distances de 5 mètres et 15 mètres depuis le bas de la pente, tandis que pour la deuxième campagne, les longueurs étaient de 10 mètres et 20 mètres.

La liste du matériel nécessaire pour réaliser ces mesures est la suivante :

- ✓ Infiltromètre simple anneau (7,5 cm de rayon interne)
- ✓ Goutteur
- ✓ Bidons d'eau
- ✓ Bouteille de Mariotte
- ✓ Chronomètre
- ✓ Graisse universelle (multi-usage)
- ✓ Morceau de tissu



Figure 7: Infiltromètre simple anneau

Les mesures avec l'infiltromètre se déroulent de la manière suivante :

- ✓ Enfoncer doucement l'anneau préalablement enduit de graisse dans le sol sur une profondeur de 7 cm, à la main dans un premier temps, puis à l'aide d'une planche en bois et d'une masse ;
- ✓ Protéger la surface du sol qui sera soumise à l'aspersion avec le morceau de tissu
- ✓ Mettre en place un simulateur de pluie et le laisser fonctionner à 60 mm.h⁻¹ jusqu'à saturation du sol (apparition d'une lame d'eau) ou pendant 30 min maximum ;
- ✓ Une fois le sol en partie préhumecté, retirer le simulateur et mettre en place le réservoir d'eau gradué (bouteille de Mariotte) ;
- ✓ Lire le niveau d'eau dans le réservoir avec un pas de temps défini (5 min dans notre cas) ;
- ✓ Prendre les 3 dernières mesures stabilisées pour en faire une moyenne afin de calculer la conductivité hydraulique à saturation.

Une fois les mesures sur le terrain effectuées et le débit d'infiltration obtenu (exprimé en m³/s), le calcul de la conductivité hydraulique à saturation K_s [m/s] est réalisé en utilisant l'équation de Reynolds & Elrick (1990) (Equation 1). Cette équation est valide pour un essai d'infiltration à flux constant, sous charge, à partir d'un anneau rigide dans un sol, homogène et isotrope (Reynolds & Elrick, 1990).

$$k_s = \frac{GQ}{aH + \pi a^2 G + \frac{a}{\alpha}} \quad (1)$$

Avec Q est le débit d'eau qui s'écoule dans le sol [m³.s⁻¹], H est la charge hydrostatique [m], c'est à dire la hauteur d'eau dans l'anneau, a est le rayon de l'anneau d'infiltration [m] et α [m⁻¹] est fixé à 12 m⁻¹ pour un sol limoneux (Elrick, et al., 1989), G est le paramètre de forme sans dimension défini d'après la géométrie du système et est calculé avec l'équation suivante :

$$G = 0,316 \frac{D}{r} + 0,184 \quad (2)$$

où D est la profondeur d'enfoncement de l'anneau du perméamètre dans le sol [cm] et r le rayon du perméamètre [cm].

4.4.4. Couverture végétale et Biomasse

Le suivi du pourcentage de couverture permet de surveiller l'évolution du couvert végétal au fil du temps, ainsi que le pourcentage de sol directement exposé à l'impact des gouttes lors d'un événement de précipitation. Voici la liste du matériel nécessaire :

- ✓ Appareil photo ou smartphone pour capturer des images du couvert végétal ;
- ✓ Perche ;
- ✓ Logiciel ou outil de traitement d'image pour analyser les images et estimer le pourcentage de couverture végétale (par exemple image J).

Sur le terrain, la procédure suivante est appliquée :

- ✓ Se positionner environ au centre de la sous- parcelle, c'est-à-dire d'environ 10 depuis l'aval de la sous-parcelle ;
- ✓ Prendre une photo perpendiculaire au sol ;
- ✓ Utiliser le logiciel ImageJ pour extraire le pourcentage de sol couvert. Cela se fait en déterminant la proportion de pixels de couleur verte, qui représente la végétation dans l'image.

Il est important de s'assurer d'une bonne qualité d'image, en évitant les ombres portées, les reflets ou toute autre interférence visuelle qui pourrait fausser les résultats.

Au niveau de la biomasse aérienne des mesures ont été effectuées sur chaque sous-parcelle (=inter-rang) afin d'estimer la quantité totale de végétaux qui sera restituée au sol lors de la destruction des sous-semis et des cultures de couverture. Les échantillons ont été prélevés sur des inter-rangs spécifiquement dédiés à la mesure de la couverture végétale, distincts de ceux utilisés pour les mesures d'érosion et de ruissellement, afin de ne pas biaiser les résultats. Les résultats obtenus seront ensuite extrapolés. Ces mesures sont réalisées en début, au milieu, et en fin d'interculture. Cette dernière période correspond au moment où l'on estime que la biomasse est maximale pour la saison d'interculture, c'est-à-dire juste avant d'une période de fortes gelées et/ou, juste avant la destruction chimique du couvert en vue de la nouvelle culture.

La liste du matériel nécessaire pour la mesure de la biomasse aérienne est la suivante :

- ✓ Cadre de dimension 1,33 m x 0,75 m ;
- ✓ Corde pour délimiter la zone de prélèvement ;
- ✓ Outil de coupe de la végétation.

Sur le terrain, la procédure suivante est appliquée :

- ✓ Délimiter la zone de prélèvement à l'aide du cadre et de la corde ;
- ✓ Prélever manuellement l'ensemble de la biomasse aérienne présente dans la zone délimitée.

Une fois au laboratoire les étapes suivantes sont effectuées :

- ✓ Peser la biomasse prélevée à l'aide d'une balance précise (poids « frais ») ;
- ✓ Placer l'échantillon de biomasse dans une étuve à une température de 70°C pendant quelques jours pour permettre le séchage complet, puis le peser à nouveau afin de déterminer la teneur et le poids en matière sèche.

4.4.5. Microplastiques

Les mesures de la quantité de microplastiques ont été réalisées dans la parcelle d'essai d'Ottignies au niveau de chaque sous-parcelle, ainsi que dans des parcelles agricoles « de référence » situées à Gembloux. Ces parcelles de référence ont servi à la mise au point de méthodologie. N'étant pas certain que des microplastiques soient présents sur le site d'Ottignies, ces deux parcelles de références ont été ajoutées pour disposer d'échantillons avec une plus grande probabilité de présence de microplastiques.

Les 3 parcelles subissent approximativement le même schéma d'amendement en compost, en l'occurrence depuis une quinzaine d'années tous les 2 à 3 ans (voir tableau 2). En plus de cela, la seconde parcelle de référence a été amendée avec des boues de station d'épuration une fois en 2022. Etant donné que les boues d'épuration sont souvent dénoncées comme source de microplastiques, nous nous attendons à mesurer une concentration plus élevée en microplastique dans le sol issu de la seconde parcelle de référence (C+B) que dans les deux autres parcelles (Ottignies, et C).

Tableau 2: Historique d'amendement des parcelles agricoles échantillonnées pour quantification de la concentration en microplastiques.

Parcelle	Ottignies (zone d'étude)	Parcelle de référence « compost » (C)	Parcelle de référence « compost + boues » (C+B)
Historique d'amendement en compost	Compost depuis au moins ~ 15 ans tous les 2 à 3 ans		

Historique d'amendement en boues d'épuration	Aucune application connue	Aucune application connue	1 application de boues d'épuration en 2022
--	---------------------------	---------------------------	--

Pour le traitement et l'identification des microplastiques, la méthode NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) pour les sédiments a été appliquée selon la procédure décrite dans (Masura et al., 2015). Cette méthode se base sur l'utilisation de liquide de densité supérieure au plastique, ce qui permet de récupérer les microplastiques par flottaison. Il est important de noter que toutes les opérations réalisées et tous les produits utilisés dans la méthode NOAA n'ont pas été pris en compte en raison de contraintes budgétaires. Quelques substitutions ont été effectuées en accord avec des recherches menées dans ce domaine (Figure 8) (He et al., 2018; Prata et al., 2019) afin de pallier à ces limitations.

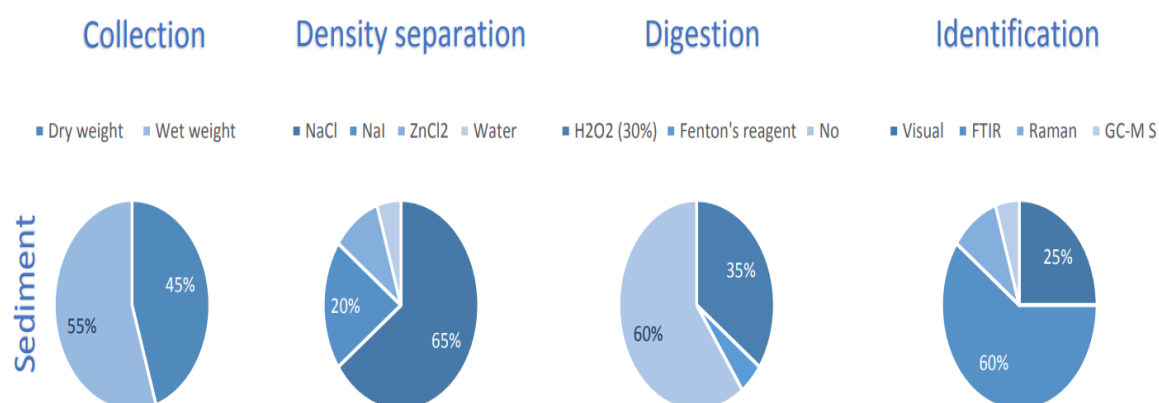


Figure 8: Méthodes d'échantillonnage examinées dans la littérature pour les microplastiques dans les sédiments. Source : (Prata et al., 2019).

La Figure 8 illustre les différents réactifs et manipulations effectués aux différentes étapes de la quantification des microplastiques, ainsi que la fréquence d'utilisation de ces méthodes au sein de la communauté scientifique (Prata et al., 2019).

Dans ce travail, les étapes de mesures sont les suivantes :

- ✓ Echantillonnage : Le sol est prélevé au niveau de chaque sous-parcelle à l'aide d'une pelle sur une profondeur 0-5 cm. Les échantillons sont soigneusement collectés en veillant à ce qu'ils soient représentatifs de chaque sous-parcelle (échantillons composites constitués de 10 sous-échantillons pour chaque sous-parcelle). Ils sont ensuite placés dans des contenants propres et étiquetés. Parallèlement, des échantillons de sol sont également collectés au sein des parcelles C et C+B ;
- ✓ Les échantillons sont séchés à l'étuve (105°C) pendant plus d'une semaine pour éliminer toute trace d'humidité ;

Ensuite, la séparation par densité est réalisée en utilisant 300 g de sédiments secs :

- ✓ Une solution saline concentrée de NaCl (densité 1,2 kg/L) est ajoutée aux échantillons ;
- ✓ Les solides flottants sont transférés du bécher sur le tamis de 0,3 mm, et le bécher est rincé à l'eau distillée pour transférer tous les solides résiduels vers le tamis et les solides qui ont décanté (sédiments) sont évacués ;
- ✓ Sur le tamis, tout matériau visible supérieur à 5 mm est retiré à l'aide d'une pince, et les solides recueillis sur le tamis de 0,3 mm sont transférés dans un bécher taré de 500 ml ;

- ✓ Cette opération est répétée jusqu'à ce que tous les débris flottants soient collectés. Ensuite, le bécber et les solides sont séchés au séchoir (21°C) pendant quelques jours ;

Ensuite, la matière organique est éliminée.

- ✓ On ajoute 20 ml de peroxyde d'hydrogène à 30 % au mélange plus 20mL de solution de Fe (II) à 0,05M (préparée à base de FeSO₄) et on le laisse reposer pendant 5 minutes ;
- ✓ Le mélange est chauffé à environ 75°C. Lorsque des bulles de gaz apparaissent à la surface, le bécber est retiré de la plaque chauffante et placé dans une hotte jusqu'à ce que l'ébullition s'estompe. Si la réaction semble déborder du bécber, de l'eau distillée est ajoutée pour ralentir la réaction ;
- ✓ Le chauffage est repris pendant 30 minutes. Si des matières organiques naturelles sont encore visibles, 20 ml supplémentaires de peroxyde d'hydrogène à 30 % sont ajoutés et le processus est répété jusqu'à ce que la matière organique disparaisse ;
- ✓ La solution est à nouveau saturée en sel et une nouvelle séparation par densité est effectuée ;
- ✓ Le contenu du bécber est transféré dans une boîte de Pétri et séché au séchoir (21°C) pendant quelques jours.

Enfin l'identification

- ✓ Un microscope binoculaire (grossissement de 3 à 7 fois) est utilisé afin de compter les microplastiques présents dans les échantillons.

Pour chaque sous-parcelle, deux répétitions des mesures ont été effectuées sur la parcelle d'Ottignies (donc 18 échantillons), tandis que cinq répétitions ont été réalisées pour les échantillons prélevés dans les parcelles de références (C et C+B).

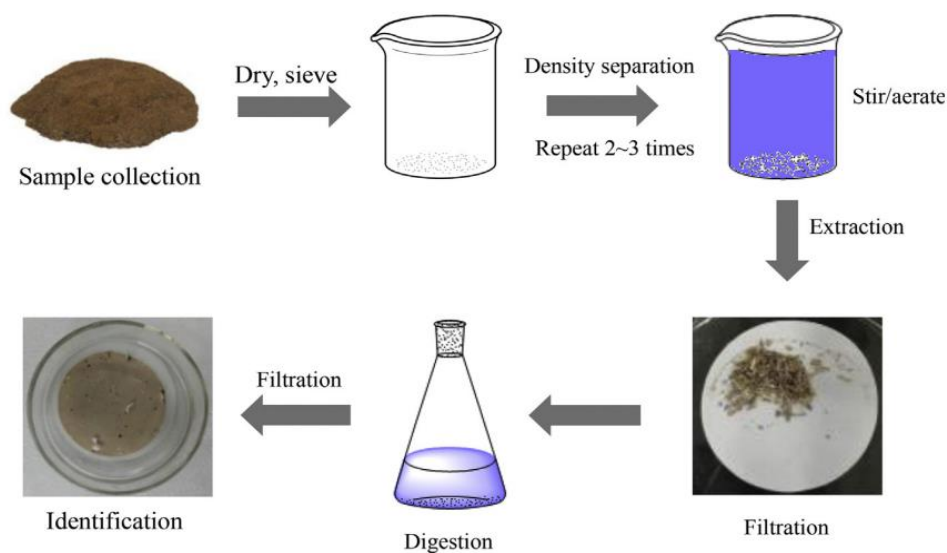


Figure 9: Schéma des procédures d'analyse des microplastiques dans les échantillons de sol. Source : D. He et al. / Trends in Analytical Chemistry 109 (2018) 163e172

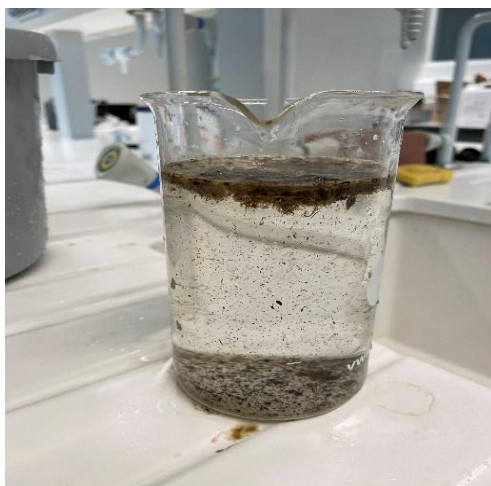


Figure 11: Séparation par densité au laboratoire.



Figure 10: Suppression de la matière organique au peroxyde d'hydrogène.



Figure 12: Identification au microscope binoculaire.



Figure 13: microplastiques au microscope.

La figure 10 représente l'étape de séparation par densité (avec du NaCl) après le séchage. On peut clairement observer la formation d'un surnageant et un dépôt au fond du bécher. En ce qui concerne la figure 11, elle illustre l'étape de suppression de la matière organique après avoir récupéré le surnageant et s'être débarrassé du fond. La figure 12 représente quant à elle l'étape d'identification au microscope. Enfin, la figure 13 présente la visualisation d'un microplastique à travers le microscope. Toutes ces étapes sont ordonnées et schématisées dans la figure 9.

4.4.6. Analyse des données

Le traitement et l'analyse des données obtenues pour les différentes mesures sont réalisés à l'aide des logiciels Excel et JMP Pro16. Étant donné que nos traitements sont des variables catégorielles et que nos réponses étaient de nature continues, nous avons choisi de traiter nos données à l'aide d'une ANOVA. Avant chaque analyse, il était nécessaire de vérifier si les hypothèses de l'ANOVA étaient respectées, à savoir l'indépendance des observations, la normalité des résidus, et l'égalité des variances entre

traitements. Pour ce faire, nous avons systématiquement réalisé un QQ plot (graphe de distribution des résidus) et un test de Levene. Si l'égalité des variances n'était pas respectée, un test de Welch (ANOVA avec des variances inégales) devait alors être utilisé. Dans le cas où ni l'égalité des variances ni la normalité n'étaient respectées, le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis, qui est un test non paramétrique, était appliqué. Il faut noter que le seuil utilisé pour les analyses était de 5%.

Ensuite, après avoir effectué le test ANOVA ou son équivalent, la moyennes de tous les objets étaient comparée deux par deux à l'aide d'un test de Tukey. Ce test n'était utilisé que si un effet significatif était observé. Si des différences significatives entre certains objets étaient constatées, celles-ci étaient notées en vue d'une interprétation ultérieure.

En ce qui concerne la lecture des graphes, la ligne horizontale noire indique la moyenne générale des données (Tous traitements confondu). Chaque groupe (traitement) est représenté par un losange, et la ligne au centre de chaque losange représente la valeur moyenne du groupe. La taille du losange représente l'intervalle de confiance à 95 % du groupe, et sa largeur est proportionnelle à la taille de l'échantillon du groupe. Enfin, les deux lignes bleues de part et d'autre de la moyenne sont les "overlap marks". Pour des groupes avec des tailles d'échantillons égales, ces marques indiquent que deux moyennes de groupe ne sont pas significativement différentes avec un intervalle de confiance donné.

5. Résultats et discussions

5.1. Les précipitations

Le climat hivernal dans la zone du site de l'essai (en Belgique en général) est considéré comme tempéré, humide et froid.

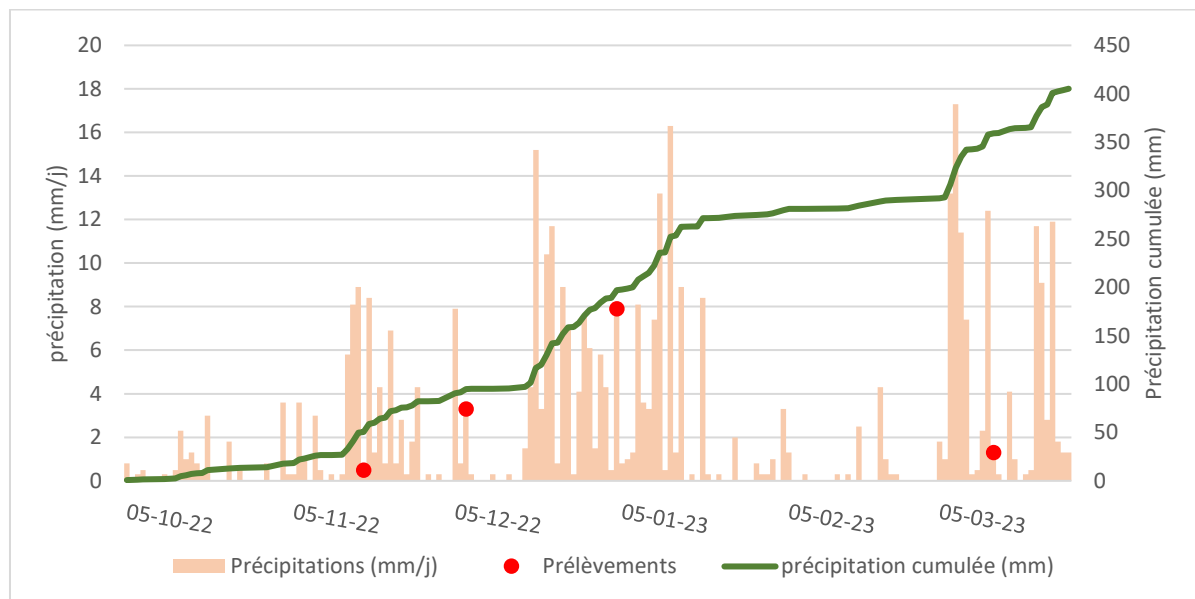


Figure 14: Précipitations journalières et cumulée sur le site d'essai d'Ottignies (Novembre 2022- Avril 2023). Les points rouges sur le graphique représentent les jours où les bacs de ruissellement ont été vidés et l'eau recueillie a été mesurée.

La figure 14 présente les précipitations journalières enregistrées sur la période allant de début novembre 2022 à début avril 2023, correspondant à la période d'interculture. Les plus fortes précipitations journalières ont été observées le 20/12/2022, 14/01/2023 et le 08/03/2023 avec 15, 16 et 17 mm. En moyenne, l'intensité des précipitations s'établissait à environ 3,43 mm/jour au cours de cette période, ce

qui indique que les précipitations étaient de faible ampleur pendant cette période. Par ailleurs les résultats révèlent une intensité horaire moyenne faible, de seulement 0,72 mm/h. De plus, la médiane des précipitations horaires est également très basse, égale à 0,5 mm/h. Le pic d'intensité maximale enregistré était de 5,1 mm/h, observé le 26/12/2022. Ainsi, tout au long de la période d'étude, les intensités horaires de pluie ont maintenu un niveau faible.

5.2. Biomasse

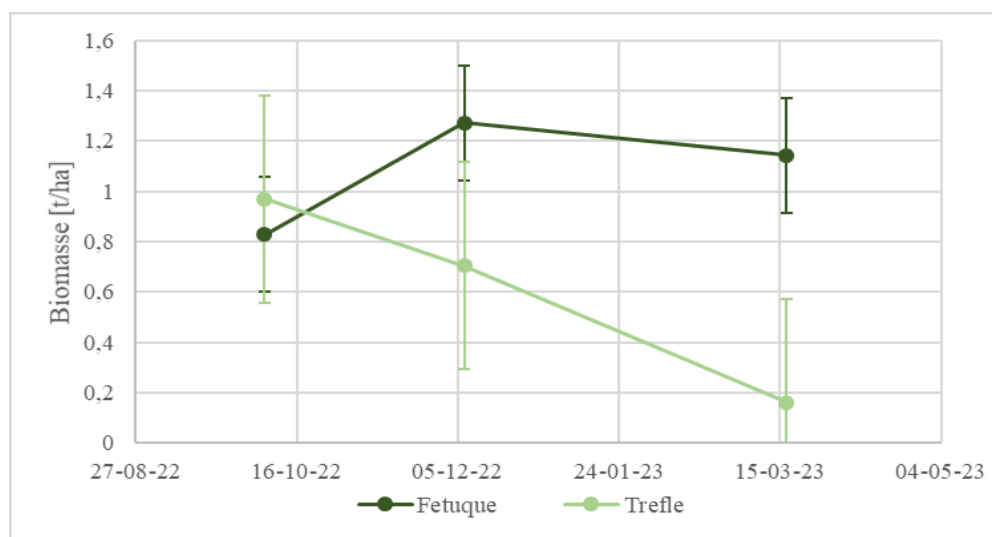


Figure 15: Evolution de la biomasse sèche au cours de la période d'interculture avec barres d'erreurs correspondant à l'écart-type.

Comme on peut le voir sur la figure 15, les biomasses sèches de la fétuque et du trèfle évoluent de manière opposée au cours du temps. La biomasse de la fétuque ne fait qu'augmenter fortement depuis le début de l'essai et ne diminue que légèrement à la fin. La biomasse du trèfle quant à elle diminue très fortement tout au long de l'essai.

Les résultats obtenus sont notablement inférieurs aux attentes. Par exemple, en ce qui concerne le sous-semis de trèfle blanc pendant la période d'interculture, la biomasse sèche mesurée par Bouet (2021) était de 1,2 t/ha, tandis que nos résultats se situent autour de 0,2 t/ha (Bouet, 2021). En ce qui concerne la quantité de fétuque pour un couvert hivernal, la valeur généralement observée est d'environ 1,3 t/ha (Meijer, 1987), ce qui est considérablement supérieur à nos valeurs obtenues (environ 1,09 t/ha à la fin de la période). Il est toutefois important de noter que nos résultats surpassent ceux obtenus par Boswell (2022), qui étaient de $0,14 \pm 0,13$ t/ha pour le trèfle et $0,5 \pm 0,48$ pour la fétuque (Boswell, 2022).

Pour l'analyse statistique, une ANOVA à deux facteurs a été réalisée afin de déterminer les interactions significatives entre les facteurs, à savoir le traitement et la date, sur la quantité de biomasse mesurée, ainsi que d'évaluer les effets individuels de chacun de ces deux facteurs. Tout d'abord, il est important de préciser que la distribution de cette série de données est normale et que la variance des traitements est homogène en accord avec le test de Levene.

L'ANOVA indique qu'il y a seulement un effet significatif du traitement sur la quantité de biomasse sèche (p-valeur = 0,01) (Annexe 3).

La quantité de biomasse sèche de la fétuque est donc significativement plus élevée comparée à celle du trèfle durant toute la période d'essai. Cette observation est surprenante, car la littérature scientifique suggère que le trèfle est généralement une légumineuse très compétitive et productive (TEKELİ and Ates, 2005). La fétuque est considérée comme étant plus résistant au roulage et plus couvrant que le trèfle (le Bussy, 2018), mais elle est réputée pour avoir une croissance plutôt lente contrairement au trèfle (le Bussy, 2018).

Cependant, ces résultats sont liés à la présence d'animaux sur la zone d'étude, tels que des rongeurs et des oiseaux (oies bernaches, sûrement dues à la proximité avec le lac de Louvain-la-Neuve), qui ont interféré de manière négative sur la prolifération du trèfle (consommation récurrente par des oies bernaches). Par ailleurs, De plus, les faibles précipitations, la faible luminosité et les basses températures (caractéristiques de l'hiver) qui ont perduré tout au long de la période d'interculture pourraient également expliquer la faible biomasse observée. Cependant, il est important de noter que cette interprétation peut être sujette à discussion. En effet, le trèfle blanc ainsi que la fétuque rouge sont réputés pour leur résistance au manque d'eau (Dutertre, 2022; "Trèfle blanc (*Trifolium repens*)," n.d.). Le trèfle est particulièrement vulnérable au froid contrairement au fétuque qui semble bien plus résistant, ce qui pourrait en partie expliquer les résultats obtenus (Caradus, 1995; "Trèfle blanc (*Trifolium repens*)," n.d.).

5.3. La couverture végétale

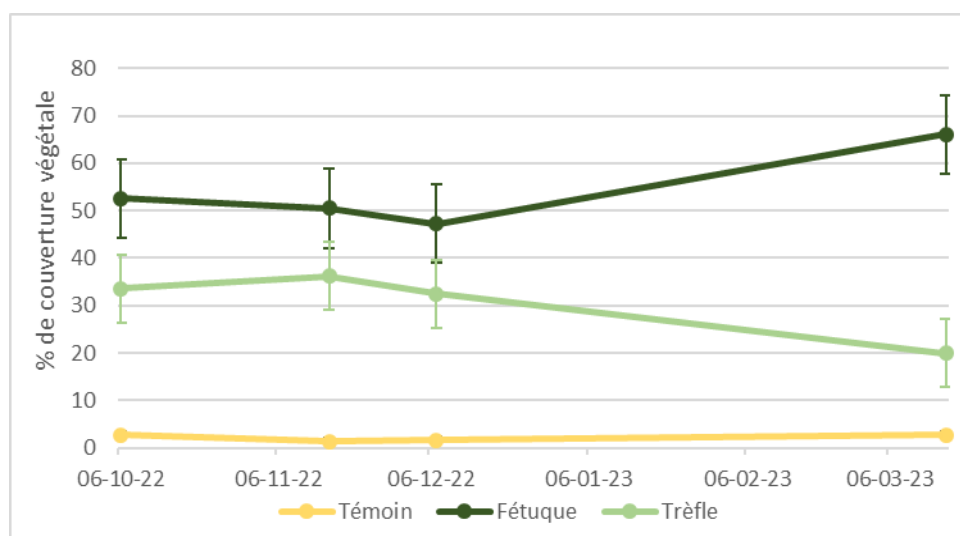


Figure 16: Evolution pourcentage de couverture végétale au cours du temps avec barre d'erreurs correspondant à l'écart-type.

Le pourcentage de couverture végétale de la fétuque diminue légèrement entre la période du 06-10-22 et le 07-12-22, puis augmente de manière significative jusqu'au 17-03-23. En revanche, celui du trèfle connaît une légère augmentation entre le 06-10-22 et le 16-11-22, mais diminue considérablement entre le 16-11-22 et le 17-03-23. Quant au témoin, il maintient un niveau de couverture très faible et relativement stable, bien inférieure à celle des deux autres traitements.

Pour l'analyse statistique, il est important de noter que ces données de couverture végétale ne suivent pas une distribution normale, et nous avons également constaté une hétérogénéité des variances, comme le montre le test de Levene (p -valeur = 0,009). Une ANOVA à double facteurs a été réalisée (Annexe 4).

Les résultats ont révélé une p -valeur de 0,001 (Annexe 5), indiquant la présence d'un effet significatif du traitement sur le pourcentage de couverture végétale que la nature du traitement exerce une influence significative sur le degré de couverture végétale observé. De plus, afin d'approfondir notre compréhension, un test de Tukey a été exécuté (Annexe 6) pour mener des comparaisons détaillées entre les divers traitements. Les résultats de cette analyse ont révélé des variations significatives entre les trois modalités de traitement. En conclusion, la couverture végétale de la fétuque est supérieure à celle du trèfle, et cette dernière est elle-même supérieure au traitement témoin.

Il est à noter que les observations concernant la couverture végétale diffèrent des attentes préalables (Le Bussy, 2018). Néanmoins, elles sont en totale cohérence avec les conclusions de Boswell (2022), qui ont démontré un pourcentage de couverture végétale conséquent pour le sous-semis de fétuque en début de période d'interculture, contrairement au trèfle. Cependant, ce dernier a connu un déclin continu tout au long de cette période.

Ces résultats divergents pour les deux espèces trouvent leur explication dans les mêmes facteurs qui ont impacté la biomasse, à savoir la température, les conditions météorologiques et la présence d'animaux, en particulier les oies.



Figure 17: Sous parcelles de Fétuque et de Trèfle en fin de période d'essai

Il convient également de noter les divergences entre l'évolution de la biomasse et celle de la couverture végétale au fil du temps (figure 15 et 16). Par exemple, une augmentation rapide de la quantité de biomasse de la fétuque est observée entre le 16/10/2022 et le 05/12/2022, sans qu'une incidence directe soit constatée sur la couverture végétale. Cette situation trouve son origine dans les variations spatiales entre les zones d'échantillonnage de la biomasse (en aval) et les zones où les images de la couverture végétale ont été capturées (en amont).

5.4.L'infiltration

L'analyse statistique a été réalisée en utilisant le logarithme des valeurs de conductivité hydraulique afin de normaliser la distribution des données. Cependant, malgré l'utilisation du logarithme, la distribution des données demeure non normale et la variance est homogène en accord avec le test de Levene (p -valeur = 0,43). Par conséquent, il est nécessaire de remplacer le test ANOVA par le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis.

5.4.1. Par campagne

Le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis indique que la conductivité hydraulique mesurée à la première campagne n'est pas significativement différente de celle mesurée lors de la seconde campagne, tous traitements confondus (p -valeur = 0,13).

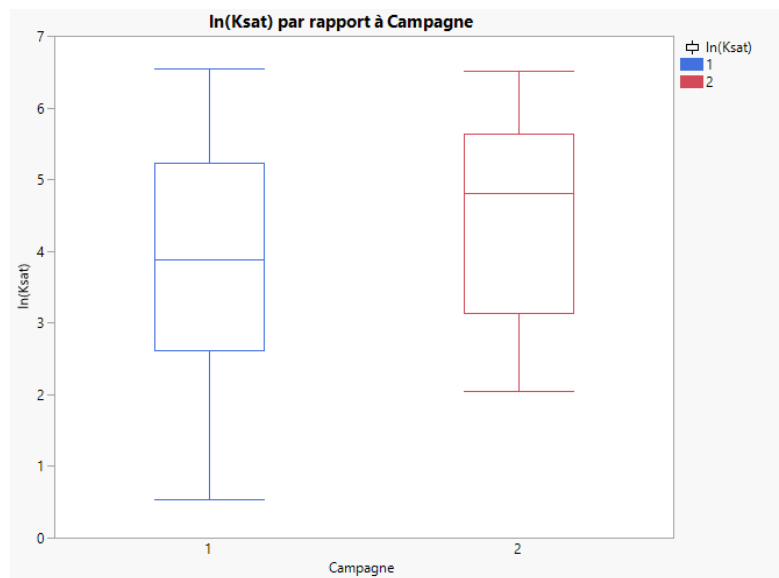


Figure 18: Boxplot du logarithme de la conductivité à saturation (K_{sat}) en fonction de la campagne.

5.4.2. Par traitement

Lorsque l'on considère l'ensemble des mesures réalisées sur les trois blocs et lors des deux campagnes de mesure. Le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis indique qu'aucun traitement n'est significativement différent des autres (p -valeur = 0,64).

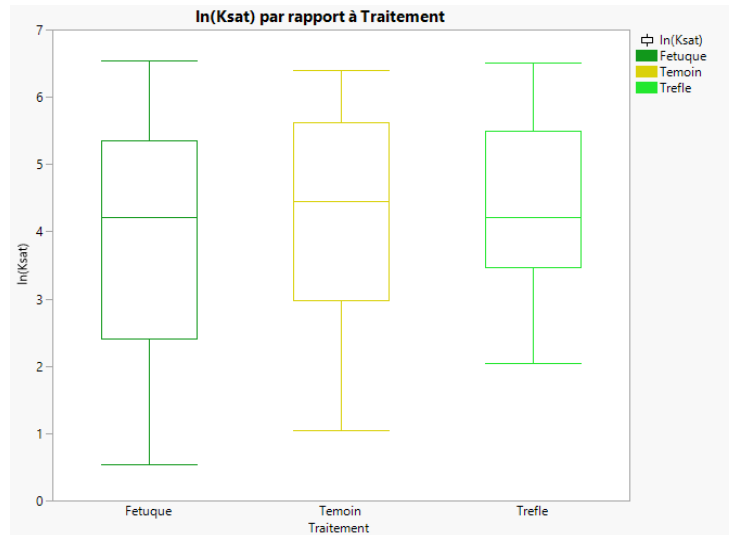


Figure 19: Boxplot du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} [mm/h] en fonction du traitement.

Le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation est très élevé pour l'ensemble des traitements et quasiment les mêmes avec une moyenne d'environ 4,15 (63,7 mm/h) (Gupta et al., 2021).

5.4.3. Discussions des mesures de K_{sat}

Pour rappel, qu'il s'agisse de la première ou de la deuxième campagne, voire de la combinaison des deux, aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les divers traitements. Cette observation peut sembler déconcertante, car elle remet en question notre hypothèse initiale (Morgan, 2005). Toutefois, ces constatations concordent parfaitement avec les résultats obtenus par Boswell (2022) lors de la période d'interculture. Plusieurs pistes d'explication pourraient être envisagées.

- Le travail du sol

Une technique d'ameublissement a été réalisée sur le traitement témoin, à savoir un travail au cultivateur à dent vibrantes. Cette pratique a conduit à une augmentation de la porosité, notamment des macropores, ainsi qu'à une baisse de la densité apparente du sol témoin (bien que ces paramètres n'ont pas été mesurés), comparé aux deux autres traitements (Kay & VandenBygaart, 2002). Ce travail du sol a donc favorisé une meilleure aération du sol, entraînant une augmentation de l'activité biologique et une réduction du compactage causé par les traces de roues, ce qui a eu pour effet une meilleure infiltration de l'eau et donc une plus grande conductivité hydraulique à saturation (Boumaiza et al., 2015). De plus, le travail du sol augmente l'infiltration et réduit temporairement l'érosion lors d'événements pluviométriques modérés. Cependant, lors de pluies abondantes ou de séries d'averses exceptionnelles, la capacité de stockage et d'infiltration en eau peut être fortement réduite par la détérioration de l'état de surface du sol (diminution de la rugosité et de la capacité d'infiltration liées à la formation de la croûte de battance) (Mazour and Roose, 2002).

En résumé, le travail du sol a pour effet de favoriser la minéralisation de la matière organique et sa dilution au sein de l'horizon travaillé, pouvant encourager la formation de croûte de battance. Mais un sol travaillé grossièrement (p.ex., labour ou déchaumage) et laissé en l'état ne présentera pas une évolution rapide vers une croûte de battance. Plus le sol est rugueux, moins la croûte se formera facilement (Morgan, 2005).



Figure 20: Travail du sol à l'aide du vibroculteur (déchaumage).

- La croûte de battance

Depuis le dernier travail du sol, effectué au printemps 2022 lors du semis de maïs, nous avons constaté le développement d'une croûte de battance au niveau des sous-parcelles de trèfle et de fétuque. Cette croûte s'est formée principalement en raison des précipitations cumulées, depuis le semis du maïs, et de la faible couverture végétale dans ces sous-parcelles, en particulier au début du printemps. Normalement, une couverture végétale plus dense aurait protégé le sol contre l'impact direct des gouttes de pluie, mais en l'absence de cette protection, la conductivité hydraulique à saturation a été affectée négativement.

Toutefois, à mesure que la période d'étude avançait, nous avons remarqué un développement plus prononcé de la couverture végétale ainsi que du réseau racinaire dans les sous-parcelles de trèfle et de fétuque. Cette évolution a conduit à une augmentation moyenne de la conductivité hydraulique à saturation par rapport au début de la période (Figure 18). Malgré cela, les différences observées dans la conductivité hydraulique à saturation, celle des traitements de sous-semis restent non significatives par rapport au sol nu.

En résumé, au début de la période d'essai, la présence de croûte de battance et le faible couvert végétal ont entraîné une diminution de la conductivité hydraulique à saturation. Cependant, avec le développement ultérieur de la couverture végétale la conductivité hydraulique à saturation a augmenté mais est restée non significativement différente par rapport au sol nu.

- La faible biomasse

La quantité de biomasse produite par les sous-semis s'est révélée plus faible que prévu, en comparaison avec une culture de couverture semée après une culture de maïs, comme rapporté dans une étude antérieure (le Bussy, 2018). En effet, nous avons constaté que la biomasse, et donc la couverture végétale, était limitée dans les sous-parcelles de trèfle, tandis que dans les sous-parcelles de fétuque, elle atteignait environ 50% de la couverture (au début de la période d'étude).

Au début de l'interculture, nous ne nous attendions pas à une biomasse importante, car le sous-semis était en grande partie ombragé par la culture de maïs pendant la saison. Cependant, les propriétés souhaitées liées à la couverture végétale, en termes d'amélioration de la structure du sol, n'ont pas pu se

développer pleinement, et leurs effets n'ont pas été suffisamment observés, expliquant ainsi les résultats non significatifs obtenus dans cette étude.

En conclusion, la croûte de battance déjà formé ainsi que la faible couverture végétale observée dans les sous-parcelles de fétuque et de trèfle principalement ont réduit la conductivité hydraulique à saturation dans ces parcelles. En revanche, le travail du sol effectué sur le sol nu en début d'interculture a amélioré son aération ainsi que la quantité de macropores présents augmentant sa conductivité hydraulique. L'effet combiné de ces facteurs pourrait expliquer l'absence de différences significatives entre traitements.

5.5. Ruissellement

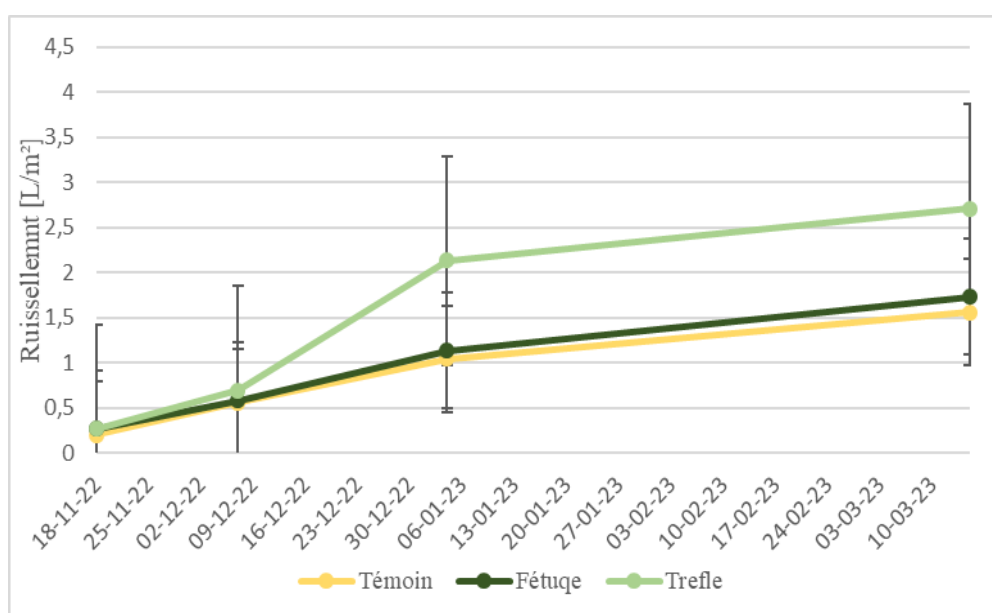


Figure 21: Volumes d'eau de ruissellements cumulés moyens [L/m²] en fonction des traitements avec les écart-types

On peut constater que le ruissellement pour les traitements témoin et fétuque est pratiquement identique, contrairement à celui du trèfle qui présente une augmentation entre décembre 2022 et janvier 2023 en raison de la forte quantité de précipitations pendant cette période. Cette tendance est nettement visible sur la figure 22.

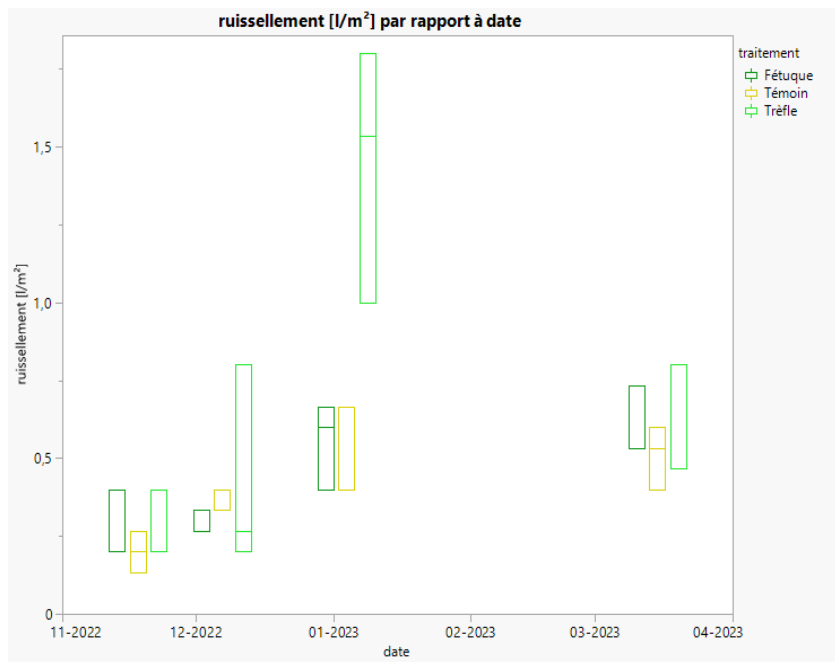


Figure 22: Ruissellement observé en fonction des différents traitements pour chaque date de prélèvements.

Ainsi, la quantité d'eau ruisselée pour les trois traitements pendant cette période (décembre-janvier) est élevée en comparaison avec celle observée pour le reste de la période d'interculture. Cependant, le ruissellement global demeure très limité, comme en témoigne le coefficient de ruissellement moyen qui s'établit à 0,38 % pour le traitement témoin, 0,43 % pour la fétuque et 0,67 % pour le trèfle.

Avant de procéder aux tests statistiques, il est essentiel de noter que la distribution de cette série de données ne suit pas une distribution gaussienne, même après avoir appliqué la transformation logarithmique. Cependant, les variances des différents objets sont homogènes, confirmé par le test de Levene (p -valeur = 0,09). Une ANOVA à double facteur a été réalisée (Annexe 7).

L'ANOVA révèle un effet significatif de la date de prélèvement sur le ruissellement (p -valeur = 0,04). Par conséquent, un test de Tukey a été effectué (Annexe 9), mettant en évidence que la date du 04-01-2023 diffère de manière significative des autres dates.

Cette disparité peut s'expliquer par les précipitations particulièrement abondantes au cours de cette période, caractérisées par leur fréquence élevée (Figure 14). En conséquence, un volume accru d'eau a ruisselé par rapport aux autres dates.

Les résultats obtenus corroborent les conclusions précédentes concernant la conductivité hydraulique à saturation. En effet, une plus grande capacité d'infiltration est associée à une réduction du ruissellement, même en présence de fortes précipitations (Morgan, 2005). Cependant, bien que les résultats ne présentent pas de différences significatives statistiquement parlant, le sous-semis de trèfle semble se démarquer des autres traitements en termes de ruissellement.

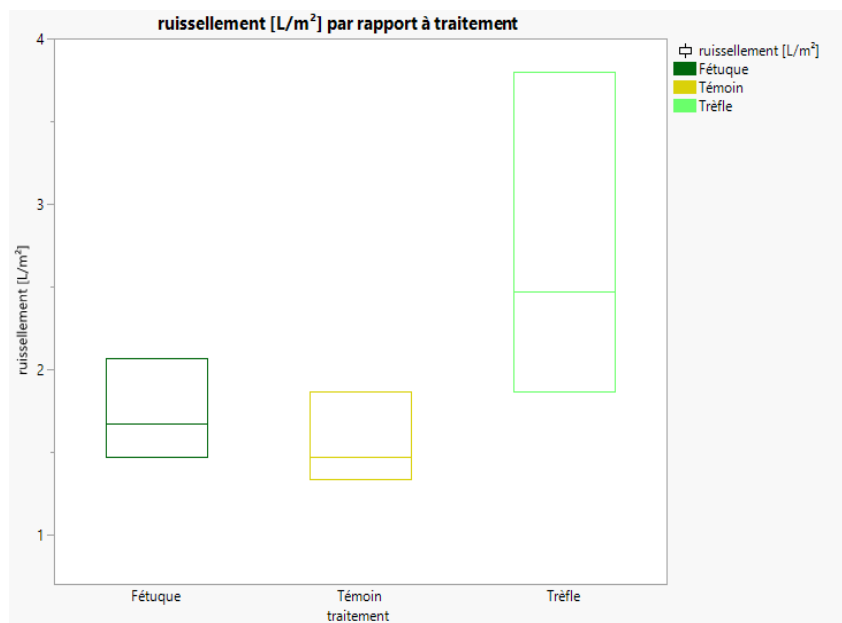


Figure 23: Boxplot des volumes d'eau moyen des ruissellements cumulés $[L/m^2]$ en fonction du traitement.

En examinant individuellement les sous-parcelles, le résultat est illustré à la figure 24. Il est important de noter que toutes ces séries ne suivent pas une distribution normale et que les variances des différents traitements sont inégales. Cette constatation est appuyée par le test de Levene (p-valeur = 0,0018). Par conséquent, nous devons remplacer le test ANOVA par un test non paramétrique, tel que le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis. La moyenne du trèfle 2 semble s'écarter de la moyenne globale de l'expérience, qui est de 1,07 L/m^2 . Cependant, le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis indique qu'aucun traitement n'est significativement différent des autres (p-valeur = 0,91).

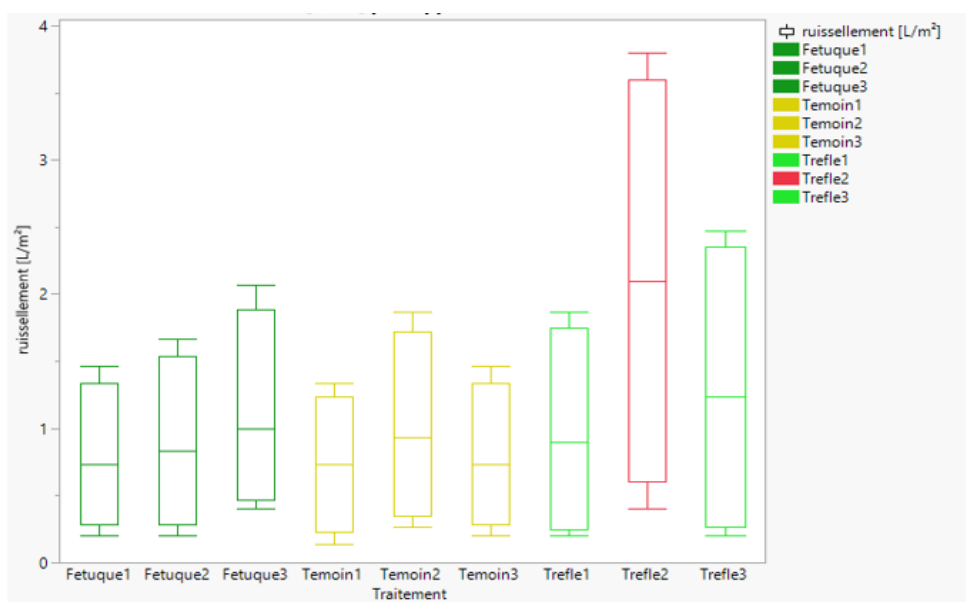


Figure 24: Boxplot des volumes d'eau ruisselés $[L/m^2]$ par sous-parcelle.

Pendant toute la durée de l'essai, les sous-parcelles avec sous-semis présentent des cumuls de ruissellement légèrement supérieurs (pour le trèfle) ou équivalents (pour la fétuque) à ceux observés au niveau du sol nu. Aucune différence significative n'a été relevée sur le plan statistique au niveau des

traitement. Ces résultats contredisent les prédictions de Morgan (2005), qui suggérait que les sous-semis auraient un volume de ruissellement bien inférieur à celui du sol nu, car le couvert végétal devait jouer un rôle essentiel en ralentissant l'écoulement et en favorisant l'infiltration de l'eau (Mazour and Roose, 2002). Cependant, ces observations peuvent être expliquées par le travail du sol effectué sur le sol nu qui a favorisé l'infiltration, réduisant ainsi le ruissellement. En revanche, pour le sous-semis de trèfle, la couverture végétale inégale et peu dense a exposé certaines zones du sol, favorisant ainsi la formation de croûtes de battance et des zones de ruissellement concentré. Il est important de noter la quantité particulièrement élevée mesurée au niveau de la sous-parcelle de sous-semis de trèfle du deuxième bloc (trèfle 2), probablement dû à la faible végétation (observation sur le terrain) et à la croûte de battance plus prononcée.

Des résultats similaires ont été obtenus sur la même zone d'étude dans une expérience identique (Boswell, 2022), ne montrant aucune différence significative entre les sous-parcelles avec sous-semis et le sol nu. Ces constatations soulignent l'importance de la couverture végétale développée et de l'homogénéité de celle-ci pour réduire le ruissellement, ainsi que l'influence de facteurs tels que le travail du sol, la densité de la végétation et la présence de traces de roues et de croûtes de battance sur les résultats observés.



Figure 25: Sous semis de trèfle montrant la couverture végétale du trèfle 2(gauche) et un trèfle normal (droite).

5.6. L'érosion

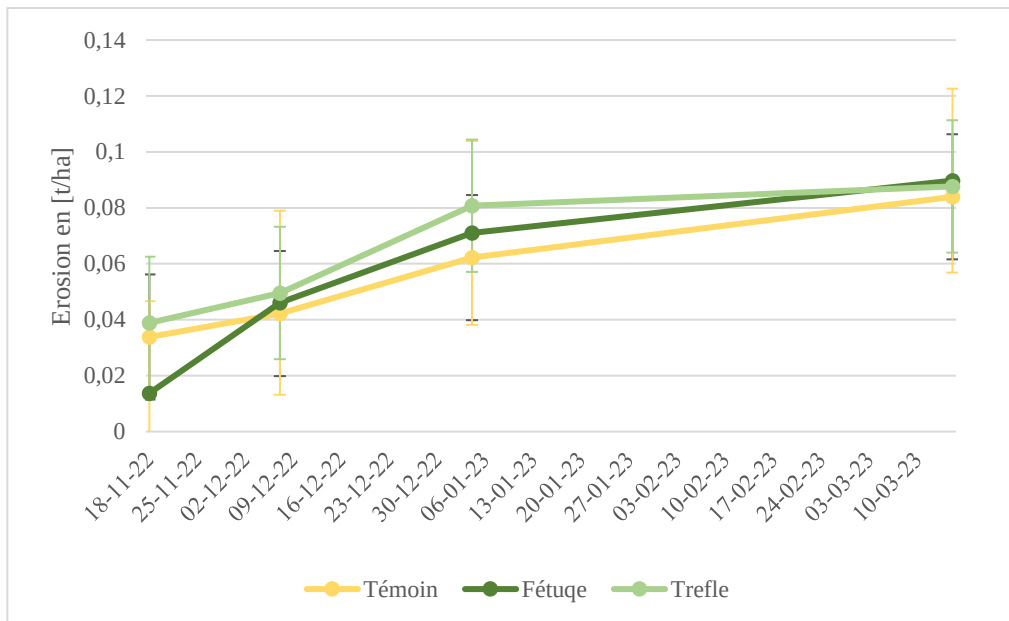


Figure 26 : Pertes en terre moyennes cumulées [kg/ha] en fonction des traitements et du temps au cours de l'interculture, avec les écarts-types.

Comme on peut le constater, l'évolution des pertes en terre est globalement similaire entre les trois traitements, et elles demeurent très faibles dans l'ensemble, ne dépassant pas 100 kg/ha.

En ce qui concerne les analyses statistiques, il est important de noter que la distribution de cette série de données est normale et que la variance est homogène (test de Levene : p-valeur = 0,24). Une analyse de variance à double facteur a été réalisée (Annexe 10).

Les résultats de l'ANOVA indiquent qu'il n'y a pas d'effet significatif de la date ou du traitement sur les pertes en terre par érosion.

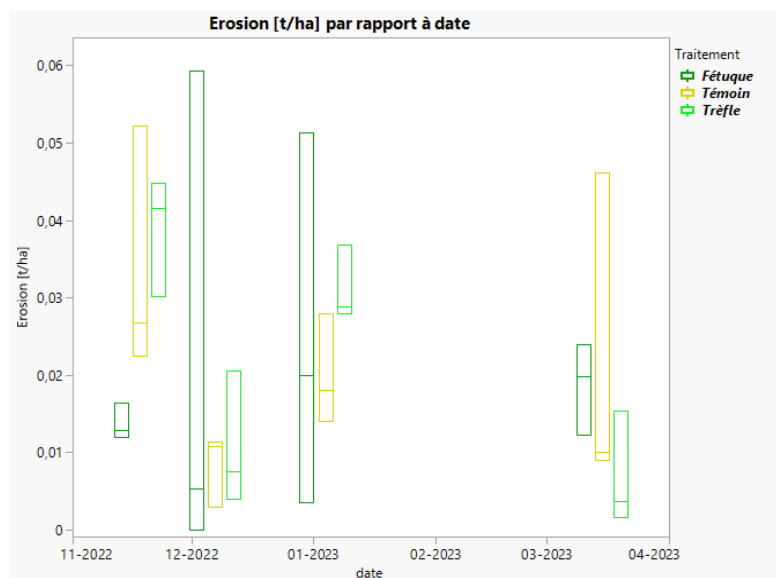


Figure 27: Erosion observée en fonction des différents traitements pour chaque date de prélèvement.

Les résultats obtenus sont complètement différents de ceux attendus. Tout d'abord, en ce qui concerne l'érosion, aucune différence significative n'a été observée entre les différents traitements en général. Cela suggère que les sous-semis de trèfle et de fétuque ne diffèrent en rien du sol nu déchaumé. En ce qui

concerne les différentes dates, la logique aurait été que la date du 04-01-2023, avec ses fortes précipitations et le ruissellement significatif qui en a résulté, présente un taux d'érosion nettement supérieur aux autres dates. Cependant, ce n'a pas été le cas. D'autre part, ces observations concordent avec les résultats obtenus par Boswell (2022).

Les explications possibles de ces faibles pertes en terre pourraient être les faibles précipitations, une bonne conductivité hydraulique à saturation qui a favorisé l'infiltration et donc limité le ruissellement excessif.

5.7. Les microplastiques

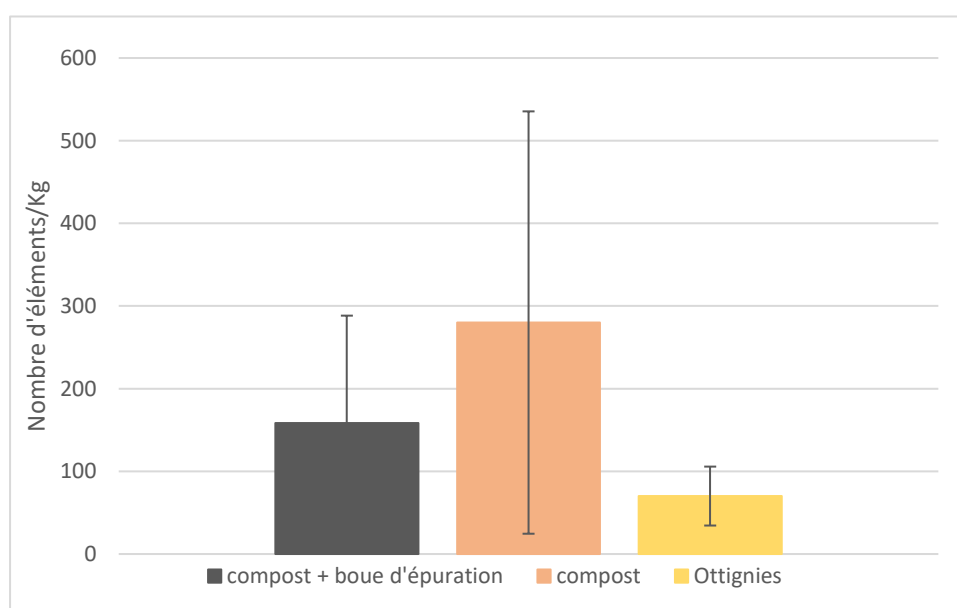


Figure 28 : Concentration moyenne en microplastiques dans le sol [nombre d'élément/kg de sol] en fonction de la parcelle avec écart-type.

Comme on peut l'observer sur la figure 39, les échantillons de sol provenant de la parcelle C (application de compost uniquement) présentent en moyenne une concentration plus élevée en microplastiques que les échantillons issus de la parcelle C+B (application de compost et boue d'épuration), ainsi que ceux prélevés dans la parcelle de la zone d'étude à Ottignies. La parcelle d'étude présente la concentration la plus faible en microplastiques en moyenne.

Concernant l'analyse statistique, une ANOVA a été réalisée. Cependant, il est important de noter que les données présentent une distribution non normale et une variance hétérogène, comme le confirme le test de Levene ($p\text{-value} = 0,015$). Par conséquent, nous devons remplacer l'ANOVA par le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis pour une analyse plus appropriée.

Le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis révèle une différence significative entre les origines des sols en termes de concentration en éléments de microplastiques ($p\text{-value} = 0,008$). Cette conclusion est également étayée par le test de Tukey, qui met en évidence une différence significative entre parcelle C et Ottignies.

Les résultats obtenus sont étonnants car ils vont à l'encontre de la plupart des études menées dans ce domaine (Büks and Kaupenjohann, 2020). Les boues d'épuration sont supposées contenir davantage de

microplastiques que les composts en raison de leur source, les eaux usées, qui ont tendance à véhiculer une quantité significative de microplastiques provenant de diverses sources (Zubris and Richards, 2005). Cependant, notre étude a révélé une constatation surprenante : la quantité de microplastiques dans la parcelle amendée avec du compost était deux fois supérieure à celle de la parcelle amendée avec à la fois du compost et des boues d'épuration. Plusieurs explications pourraient être avancées pour justifier cette différence. Il est possible que l'application unique de boues d'épuration (en 2022) ne soit pas suffisante pour engendrer une distinction significative par rapport aux applications répétées de compost. Une autre hypothèse pourrait être liée au type de compostage utilisé ou à l'origine spécifique du compost lui-même ; certains composts pourraient être plus concentrés en microplastiques que d'autres.

De notre côté, en ce qui concerne l'aspect quantitatif, nos résultats sont en accord avec les recherches menées dans ce domaine. Si l'on considère les méthodes utilisées pour quantifier les microplastiques les sols ayant reçu des applications de boues d'épuration en tant qu'engrais présentent des quantités de microplastiques variant de 177 à 412 éléments/kg (comme observé dans une étude menée en Espagne sur une durée de cinq ans avec extraction par densité utilisant du NaI et identification chimique en plus de l'identification visuelle) (Schell et al., 2022), ce qui est similaire à notre cas ($C+B = 150$ éléments/kg). En revanche, une autre étude menée sur un sol danois a montré une moyenne de 71000 éléments/kg (principalement du PE, PP et du nylon) (Büks and Kaupenjohann, 2020). En ce qui concerne le compost, très peu de données sur la forme et la taille des microplastiques collectés ont été enregistrées ou documentées (Büks and Kaupenjohann, 2020). Cependant, une étude menée par Weithmann et al. (2018) a indiqué qu'une concentration en microplastiques d'environ 14 à 895 éléments/kg (de taille supérieure à 1 mm) était observée pour les composts purs. Il est également important de noter que la charge en microplastiques varie considérablement sur le continent européen, avec une moyenne d'environ 2914 éléments/kg (Büks and Kaupenjohann, 2020).

Les raisons qui pourraient expliquer nos résultats sont potentiellement liées aux divers moyens et techniques de traitement des eaux usées, qui varient d'un pays à l'autre, ainsi qu'aux méthodes de quantification et d'identification utilisées (notre approche étant visuelle). En effet, cette méthode est considérée comme relativement rudimentaire et peut présenter des défis en termes de fiabilité. La méthodologie, en utilisant le NaCl, a également joué un rôle crucial, car ce composé présente une plage limitée en termes de séparation par densité des microplastiques. Il n'identifie que les composé que sont : PE : poly-ethylene, PP : polypropylene, PS : polystyrene; PA: polyamide (nylon), Acrylic, PVA: polyvinyl alcohol, PVC: polyvinylchloride, PMA: poly methylacrylate, PU: polyurethane. Il est donc possible que certains microplastiques aient échappé à notre détection pendant la séparation par densité (Prata et al., 2019).

En ce qui concerne notre zone d'étude, nous avons obtenu des résultats prometteurs avec une concentration moyenne de microplastiques de moins de 100 éléments/kg, ce qui est inférieur à celui des sols de comparaison (littérature). Nos résultats ont atteint une signification statistique, révélant une distinction marquée entre le sol d'Ottignies et la parcelle où le compost a été appliqué. Pourtant, ces deux sols ont été traités avec du compost pendant la même période et partagent un environnement similaire. Plusieurs explications plausibles pourraient être avancées. La quantité de compost apportée à chaque parcelle lors du traitement, l'origine des boues utilisées ou leur propre concentration en microplastiques avant le traitement pourraient jouer un rôle. Cependant, d'autres facteurs pourraient également influencer la différence de concentration en microplastiques entre les deux parcelles. Par exemple, l'historique du sol, comprenant les pratiques de gestion antérieures, les cultures précédentes et les sources potentielles de microplastiques (dépôts atmosphériques, films plastiques...), pourrait différer entre les deux parcelles. De même, le type de compost utilisé pour l'amendement de la parcelle C pourrait avoir été plus contaminé par les microplastiques, soit lors de sa fabrication, soit lors de son stockage.

De plus, les schémas de drainage et de ruissellement d'eau dans les deux sols pourraient varier, entraînant une distribution inégale des microplastiques dans les différentes couches du sol.

En résumé, bien que nos résultats semblent encourageants quant à la quantité de microplastiques présents dans notre zone d'étude, il est essentiel de continuer à surveiller et à étudier cette problématique de manière approfondie, en tenant compte des spécificités locales. La gestion efficace des microplastiques dans l'environnement nécessite une approche globale et coordonnée impliquant des mesures à l'échelle locale, nationale et internationale pour réduire leur présence et leurs impacts sur les écosystèmes et la santé humaine.

6. Conclusions

Notre étude visant à évaluer les effets des sous-semis de trèfle blanc (*Trifolium repens*) et de fétuque rouge (*Festuca rubra*), ainsi que d'un témoin (sol nu), sur la limitation du ruissellement, de l'érosion et le transfert des microplastiques, n'a pas révélé de résultats significatifs pour l'érosion, le ruissellement et la conductivité hydraulique à saturation. Ces résultats peuvent être attribués à différents facteurs tels que la présence préexistante d'une croûte de battance avant la période d'interculture dans les parcelles sous-semées, la faible biomasse de trèfle, les précipitations limitées tout au long de l'expérimentation et les pratiques de travail du sol (déchaumage) appliquées au sol nu.

Cependant, malgré ces résultats non significatifs, il est important de reconnaître les avantages potentiels des sous-semis de trèfle et de fétuque. Ces techniques de conservation peuvent contribuer à améliorer la structure du sol en augmentant la matière organique et la biodiversité microbienne, ce qui favorise la stabilité des agrégats du sol. La présence de trèfle et de fétuque peut également réduire l'impact direct des gouttes de pluie sur le sol, limitant ainsi la formation de croûtes de battance et l'érosion hydrique. Ces plantes peuvent également aider à contrôler les mauvaises herbes, ce qui permet une gestion plus durable des adventices sans recours excessif aux herbicides chimiques, ce qui est bénéfique pour l'environnement.

Pour renforcer la validité des résultats, il serait bénéfique de répliquer l'étude sur d'autres sites géographiques ou en étudiant des échantillons de sous-semis plus nombreux. Cela permettrait de vérifier la généralisation des résultats et d'identifier les spécificités locales qui pourraient influencer les observations. En outre, pour mieux comprendre les interactions entre les sous-semis, le couvert végétal et les processus d'infiltration, de ruissellement et d'érosion, il peut être judicieux d'inclure des mesures complémentaires telles que la porosité du sol et la capacité de rétention en eau. Ces propriétés hydrologiques et physiques supplémentaires fourniraient une vision plus complète et détaillée des mécanismes qui influencent les résultats observés dans l'étude actuelle et permettraient d'éclairer les perspectives d'études futures sur cette thématique.

Par ailleurs, les résultats obtenus concernant la concentration de microplastiques sont entre notre parcelle amendée avec du compost (Ottignies) et celle avec le compost seul (parcelle C), indiquant que l'ajout de boues d'épuration (parcelle C+B) n'a pas engendré d'effet significatif sur la concentration de microplastiques dans le sol, en comparaison à la parcelle C. Dans le cadre de cette étude, il apparaît donc que l'utilisation de la combinaison de compost et de boues entraîne une concentration moindre de microplastiques par rapport à l'utilisation de compost seul (parcelle C). Cependant, il est important de souligner que ces résultats actuels ne permettent pas de formuler des conclusions définitives. Pour obtenir une analyse plus approfondie, il serait nécessaire d'inclure un plus grand nombre de parcelles, y compris celles n'ayant reçu aucun apport, afin de mieux évaluer l'impact des boues et du compost sur la concentration en microplastiques.

Dans cette optique, il serait intéressant de poursuivre les recherches pour mieux comprendre l'efficacité des différentes approches d'amendements pour réduire les microplastiques dans les sols. Des études supplémentaires pourraient être menées pour évaluer l'efficacité à long terme de l'application de compost seul, ainsi que pour explorer d'autres pratiques de gestion agricole visant à limiter la propagation des microplastiques dans l'environnement.

En synthèse, nos résultats n'ont pas montré d'impact significatif sur l'érosion, le ruissellement et la conductivité hydraulique à saturation, mais ont révélé que la présence d'un couvert végétal apporte des avantages similaires au déchaumage. Malgré des résultats nuancés, l'utilisation exclusive du compost se

montre prometteuse pour réduire les microplastiques dans les sols, bien que les réactions puissent varier, comme en témoigne la disparité entre nos parcelles d'étude. Bien que les effets anticipés des sous-semis n'aient pas été observés, ils semblent induire des effets similaires au déchaumage, ce qui n'atténue pas leur potentiel, car ils révèlent des interactions complexes avec d'autres variables du système, comme la composition du sol, l'activité biologique et les interactions avec d'autres cultures.

Bibliographie

- Aebi, L., 2020. Sous-semis: Une ancienne technique devenue actuelle [WWW Document]. Rev. UFA. URL <https://www.ufarevue.ch/fre/production-vegetale/sous-semis-une-ancienne-technique-devenue-actuelle> (accessed 8.11.23).
- AGRISUD, 2010. CROP ROTATION – CROP ASSOCIATION A healthy soil, a diversified and resilient agricultural production.
- Biielders, C.L., Ramelot, C., Persoons, E., 2003. Farmer perception of runoff and erosion and extent of flooding in the silt-loam belt of the Belgian Walloon Region. Environ. Sci. Policy, Socio-economic Factors in Soil Erosion and Conservation 6, 85–93. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(02\)00117-X](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(02)00117-X)
- Blaikie, P., Brookfield, H., Sessay, M., 1988. Land Degradation and Society. Afr. J. Int. Afr. Inst.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., 2010. Principles of Soil Conservation and Management. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8709-7>
- Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. Sci. Total Environ. 612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Boswell, O., 2022. Impact du strip-till et des sous-semis de trèfle blanc et de fétuque rouge en culture de maïs sur le ruissellement, l'érosion, le transfert de pesticides et les propriétés physiques du sol.
- Bouet, S., 2021. Un levier pour augmenter le rendement ?
- Boumaiza, L., Rouleau, A., Cousineau, P., 2015. Estimation de la conductivité hydraulique et de la porosité des lithofaciès identifiés dans les dépôts granulaires du paléodelta de la rivière Valin dans la région du Saguenay au Québec.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. Environ. Sci. Technol. 45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Büks, F., Kaupenjohann, M., 2020. Global concentrations of microplastics in soils – a review. SOIL 6, 649–662. <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>
- Caradus, J.R., 1995. Frost tolerance of Trifolium species. N. Z. J. Agric. Res. 38, 157–162. <https://doi.org/10.1080/00288233.1995.9513114>
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. Geomorphology 122, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chauveau, L., 2019. Rapport spécial sur l'utilisation des sols [WWW Document]. URL <https://climat.be/changements-climatiques/changements-observees/rapports-du-giec/2019-rapport-special-sur-l-utilisation-des-sols> (accessed 8.10.23).
- CIPF, 2019. CIPF - Sous-semis [WWW Document]. URL <https://cipf.be/fr/maïs/couverture/sous-semis> (accessed 8.11.23).
- Corcoran, E., GRID--Arendal (Eds.), 2010. Sick water? the central role of wastewater management in sustainable development: a rapid response assessment. UNEP/GRID-Arendal, [Arendal, Norway.
- Coufourier, N., Lecomte, V., Le Goff, A., 2008. Maïs Limiter la formation du ruissellement en sol limoneux.
- de Souza Machado, A.A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. Glob. Change Biol. 24, 1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? Mar. Pollut. Bull. 104, 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Dutertre, C., 2022. Fétuque rouge (Festuca rubra) : pour un gazon d'exception [WWW Document]. Jard. Malin Jard. Recettes Saison. URL <https://www.jardiner-malin.fr/fiche/fetuque-rouge.html> (accessed 8.14.23).

- ECHA, n.d. Microplastiques [WWW Document]. URL <https://echa.europa.eu/fr/hot-topics/microplastiques> (accessed 8.10.23).
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- EPA, 2014. Urban Waste Water Treatment in 2014.
- Érosion: définition et explications [WWW Document], n.d. . AquaPortail. URL <https://www.aquaportail.com/definition-4164-erosion.html> (accessed 8.12.23).
- Evrard, O., Biolders, C.L., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007. Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures. *CATENA* 70, 443–454. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.11.011>
- Ghadiri, H., 2004. Crater formation in soils by raindrop impact. *Earth Surf. Process. Landf.* 29. <https://doi.org/10.1002/esp.1014>
- He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L., 2018. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends Anal. Chem.* 109, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>
- Hill, M.K., 2010. *Understanding Environmental Pollution*. Cambridge University Press.
- Kay, B.D., VandenBygaart, A.J., 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Tillage Res., Conservation Tillage and Stratification of Soil Properties* 66, 107–118. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00019-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00019-3)
- Khan, M.A., Brown, C.D., 2016. Influence of commercial formulation on leaching of four pesticides through soil. *Sci. Total Environ.* 573, 1573–1579. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.076>
- Lacaille-Albiges, F., 2019. Microplastiques : un impact encore largement méconnu | National Geographic [WWW Document]. URL <https://www.nationalgeographic.fr/environnement/2019/06/microplastiques-un-impact-encore-largement-meconnu> (accessed 8.10.23).
- Lal, R., 2009. Laws of sustainable soil management. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 7–9. <https://doi.org/10.1051/agro:2008060>
- Lal, R., 1993. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil Tillage Res., Soil Tillage for Agricultural Sustainability* 27, 1–8. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(93\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0167-1987(93)90059-X)
- Lal, R., 1989. 5 - Land Degradation and Its Impact on Food and Other Resources, in: Pimentel, D., Hall, C.W. (Eds.), *Food and Natural Resources*. Academic Press, pp. 85–140. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-556555-4.50009-0>
- Lal, R., Sobecki, T.M., Iivari, T., Kimble, J.M., 2003. Soil degradation in the United States: Extent, severity, and trends, *Soil Degradation in the United States: Extent, Severity, and Trends*.
- Laloy, E., Biolders, C., 2010. Effect of Intercropping Period Management on Runoff and Erosion in a Maize Cropping System. *J. Environ. Qual.* 39, 1001–8. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0239>
- le Bussy, T., 2018. Association culturale maïs-trèfle.
- Liebmann, B., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Reiberger, T., Schwabl, P., 2018. ASSESSMENT OF MICROPLASTIC CONCENTRATIONS IN HUMAN STOOL - FINAL RESULTS OF A PROSPECTIVE STUDY. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16638.02884>
- Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., Rillig, M.C., 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environ. Pollut.* 225, 456–459. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.009>
- Maïs [WWW Document], n.d. . Dock-Moulin. URL <https://www.dockmoulin.be/cultures/mais/> (accessed 8.11.23).
- Majewsky, M., Bitter, H., Eiche, E., Horn, H., 2016. Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC). *Sci. Total Environ.* 568, 507–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.017>
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P., 2015. Microplastics profile along the Rhine River. *Sci. Rep.* 5, 17988. <https://doi.org/10.1038/srep17988>
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater

- treatment plant effluent. *Environ. Pollut.* 218, 1045–1054. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, courtney, 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.
- Mateo-Sagasta, J., Medlicott, K., Qadir, M., Raschid-Sally, L., Drechsel, P., Liebe, J., 2013. Proceedings of the UN-Water project on the Safe Use of Wastewater in Agriculture.
- Maugnard, A., Biolders, C., Bock, L., Colinet, G., Cordonnier, H., Degré, A., Demarcin, P., Dewez, A., Feltz, N., Legrain, X., Pineux, N., Mokadem, A.I., 2013. Cartographie du risque d'érosion hydrique à l'échelle parcellaire en soutien à la politique agricole wallonne (Belgique). *Etudes Gest. Sols* 20, 127.
- Mazour, M., Roose, E., 2002. Influence de la couverture végétale sur le ruissellement et l'érosion des sols sur parcelles d'érosion dans des bassins versants du nord-ouest de l'Algérie.
- Mbagwu, J.S.C., Lal, R., Scott, T.W., 1984. Effects of Desurfacing of Alfisols and Ultisols in Southern Nigeria: I. Crop Performance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 828–833. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800040026x>
- Meijer, W.J.M., 1987. The influence of winter wheat cover crop management on first-year *Poa pratensis* L. and *Festuca rubra* L. seed crops. *Neth. J. Agric. Sci.* 35, 529–532. <https://doi.org/10.18174/njas.v35i4.16712>
- Microplastiques : sources, impact et solutions | Actualité | Parlement européen [WWW Document], 2018. URL <https://www.europarl.europa.eu/news/fr/headlines/society/20181116STO19217/microplastiques-sources-impact-et-solutions> (accessed 2.3.23).
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdt, G., 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res.* 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Modono, M., 2022. Microplastics are everywhere, but their dangers largely remain a mystery, experts say [WWW Document]. *Northeast. Glob. News.* URL <https://news.northeastern.edu/2022/04/25/danger-of-microplastics/> (accessed 8.12.23).
- Morgan, R.P.C., 2005. *Soil Erosion and Conservation*, 3rd Edition. ed.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ. Sci. Technol.* 50, 10777–10779. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>
- Oldeman, L.R., 1992. Global Extent of Soil Degradation (1992) [WWW Document]. URL <https://typeset.io/papers/global-extent-of-soil-degradation-492i5tg8eu> (accessed 8.10.23).
- Osman, H., 2022. Plastics in Agricultural Mulch Film, in: Hashmi, M.S.J. (Ed.), *Encyclopedia of Materials: Plastics and Polymers*. Elsevier, Oxford, pp. 92–102. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820352-1.00242-X>
- Osman, K.T., 2014. Soil Resources and Soil Degradation, in: Osman, K.T. (Ed.), *Soil Degradation, Conservation and Remediation*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–43. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7590-9_1
- Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Bosello, F., 2018. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degrad. Dev.* 29. <https://doi.org/10.1002/ldr.2879>
- paulette, 2022. Quelle est la durée de vie d'un sac en plastique ? *Ami Fr.* URL <https://www.ami-france.com/35/quelle-est-la-duree-de-vie-dun-sac-en-plastique/> (accessed 8.11.23).
- Paut, R., Sabatier, R., Tchamitchian, M., 2020. Modelling crop diversification and association effects in agricultural systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 288, 106711. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106711>
- Pimentel, D.C., Harvey, C., Resosudarmo, I., Sinclair, K., Kurz, D., MM, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., RP, B., 1995. Environmental and Economic Cost of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science* 267, 1117–23. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>

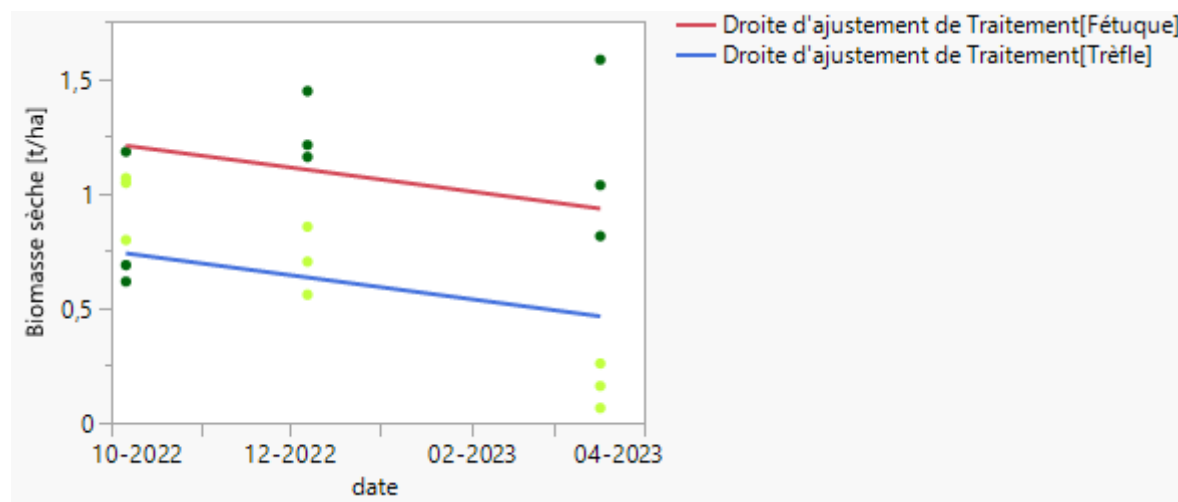
- Poirier, R., 2021. Couverts végétaux : de vrais alliés agronomiques [WWW Document]. URL <https://kcenter.lallemantplantcare.com/fr/france/ag-20-fr/couverts-vegetaux/> (accessed 8.11.23).
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends Anal. Chem.* 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Rey, F., Ballais, J.-L., Marre, A., Rovéra, G., 2004. Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes Rendus Geosci.* 336, 991–998. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2004.03.012>
- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., 1990. Ponded Infiltration From a Single Ring: I. Analysis of Steady Flow. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1233–1241. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400050006x>
- Rezaei, M., Riksen, M.J.P.M., Sirjani, E., Sameni, A., Geissen, V., 2019. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics. *Sci. Total Environ.* 669, 273–281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.382>
- Rillig, M.C., 2012. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environ. Sci. Technol.* 46, 6453–6454. <https://doi.org/10.1021/es302011r>
- Rillig, M.C., Ziersch, L., Hempel, S., 2017. Microplastic transport in soil by earthworms. *Sci. Rep.* 7, 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Roose, E., 1999. Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES).
- Rosewell, C.J., 1993. *Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture*. National Academies Press, Washington, D.C. <https://doi.org/10.17226/2132>
- Sajjad, M., Huang, Q., Khan, S., Khan, M.A., Liu, Y., Wang, J., Lian, F., Wang, Q., Guo, G., 2022. Microplastics in the soil environment: A critical review. *Environ. Technol. Innov.* 27, 102408. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>
- Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C., Russo, G., 2012. PLASTIC MATERIALS IN EUROPEAN AGRICULTURE: ACTUAL USE AND PERSPECTIVES. *J. Agric.* 42 (3). <https://doi.org/10.4081/jae.2011.3.15>
- Schell, T., Hurley, R., Buenaventura, N.T., Mauri, P.V., Nizzetto, L., Rico, A., Vighi, M., 2022. Fate of microplastics in agricultural soils amended with sewage sludge: Is surface water runoff a relevant environmental pathway? *Environ. Pollut.* 293, 118520. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118520>
- Schirizzi, G.F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., Barceló, D., 2017. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environ. Res.* 159, 579–587. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.043>
- Sharma, S., Sharma, V., Chatterjee, S., 2023. Contribution of plastic and microplastic to global climate change and their conjoining impacts on the environment - A review. *Sci. Total Environ.* 875, 162627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162627>
- SPW, 2020. L'agriculture wallonne en chiffres 2020 [WWW Document]. URL <https://agriculture.wallonie.be/files/20182/21858/L%e2%80%99agriculture%20wallonne%20en%20chiffres%20-%20FR>
- SPW, 2017. Rapport sur l'état de l'environnement wallon 2017.
- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., Schaumann, G.E., 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Sci. Total Environ.* 550, 690–705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A., 2017. How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Res.* 109, 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>
- TEKELİ, A., Ates, E., 2005. Yield potential and mineral composition of white clover (*Trifolium repens* L.)-tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) mixtures. *J. Cent. Eur. Agric. J. J. Cent. Eur. Agric.* 6, 16.

- Trèfle blanc (*Trifolium repens*) [WWW Document], n.d. . PictureThis. URL https://www.picturethisai.com/fr/wiki/Trifolium_repens.html (accessed 8.14.23).
- van der Perk, M., 2017. Soil and Water Contamination, 2nd ed. CRC Press, London. <https://doi.org/10.1201/b16029>
- Van Seville, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., Franeker, J.A. van, Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., Law, K.L., 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.* 10, 124006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- Vogel, E., Deumlich, D., Kaupenjohann, M., 2016. Bioenergy maize and soil erosion — Risk assessment and erosion control concepts. *Geoderma* 261, 80–92. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.020>
- Wang, C., O'Connor, D., Wang, L., Wu, W.-M., Luo, J., Hou, D., 2022. Microplastics in urban runoff: Global occurrence and fate. *Water Res.* 225, 119129. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119129>
- Weithmann, N., Möller, J.N., Löder, M.G.J., Piehl, S., Laforsch, C., Freitag, R., 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Sci. Adv.* 4, eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>
- WHO, 2013. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater Volume 4 Excreta and greywater use in agriculture [WWW Document]. URL <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9241546859> (accessed 8.12.23).
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation, Science and Education Administration, U.S. Dept. of Agriculture. ed. Washington.
- Ya, H., Jiang, B., Xing, Y., Zhang, T., Lv, M., Wang, X., 2021. Recent advances on ecological effects of microplastics on soil environment. *Sci. Total Environ.* 798, 149338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149338>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C., 2021. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Sci. Total Environ.* 780, 146546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>
- Zambrzycki, M.B., 2010. ASSESSMENT OF THE OPTIONS TO IMPROVE THE MANAGEMENT OF BIO-WASTE IN THE EUROPEAN UNION. Final Rep.
- Zhang, D., Liu, H., Hu, W., Qin, X., Ma, X., Yan, C., Wang, H., 2016. The status and distribution characteristics of residual mulching film in Xinjiang, China. *J. Integr. Agric.* 15, 2639–2646. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61240-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61240-0)
- Zhu, D., Bi, Q.-F., Xiang, Q., Chen, Q.-L., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., Zhu, Y.-G., 2018. Trophic predator-prey relationships promote transport of microplastics compared with the single *Hypoaspis aculeifer* and *Folsomia candida*. *Environ. Pollut.* 235, 150–154. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.058>
- Zubris, K.A.V., Richards, B.K., 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ. Pollut.* 138, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>

Annexes

	Bloc 1	Bloc 2	Bloc 3
P (mg/100g)	15,439	10,986	15,664
K (mg/100g)	25,243	20,183	22,473
Mg (mg/100g)	13,822	14,432	13,912
Ca (mg/100g)	505,387	407,581	379,982
pH_KCl	7,470	7,430	7,420
Carbone org (g/kg)		10,380	10,910
Humus %	2,512	2,076	2,182
Azote total %	0,104	0,097	0,108
C/N	12,077	10,701	10,102
pH_eau	8,100	8,080	8,010
Argile %	19,347	20,953	18,823
Limon fin %	27,086	27,161	26,122
Limon grossier %	46,046	44,622	46,097
Limon total %	73,131	71,783	72,219
Sable fin %	4,612	4,377	4,763
Sable grossier %	2,910	2,887	4,195
Sable total %	7,522	7,264	8,958
Indice de bat- tance	1,470	1,563	1,613

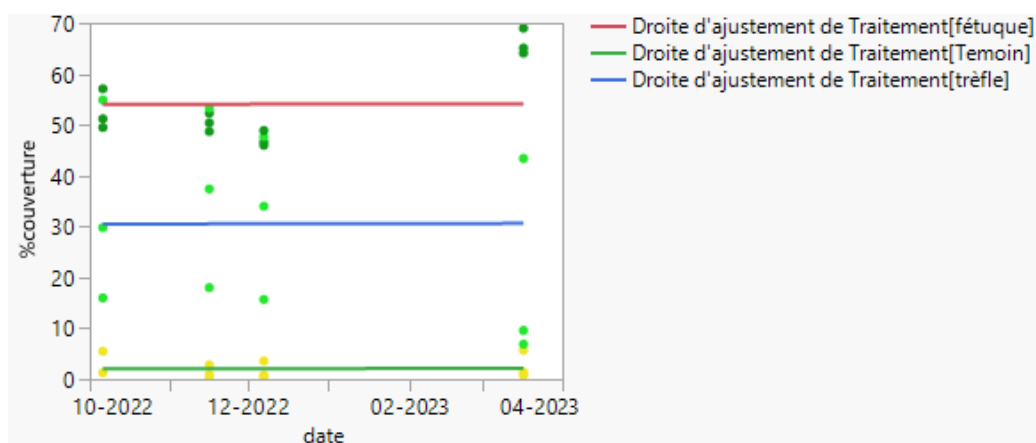
Annexe 1: Données caractéristiques des différents Blocs de la zone d'étude



Annexe 2 : ANOVA à double facteurs (traitement et date) de la biomasse sèche – JMP-pro.

Tests des effets					
Source	Nombre de coefficients	Degrés de liberté	Somme des carrés	Rapport F	Prob. > F
date	1	1	0,23028781	1,9637	0,1815
Traitement	1	1	0,99076272	8,4485	0,0108*

Annexe 3: Résultat de l'ANOVA à deux facteurs (traitement et date) sur la biomasse – JMP-pro.



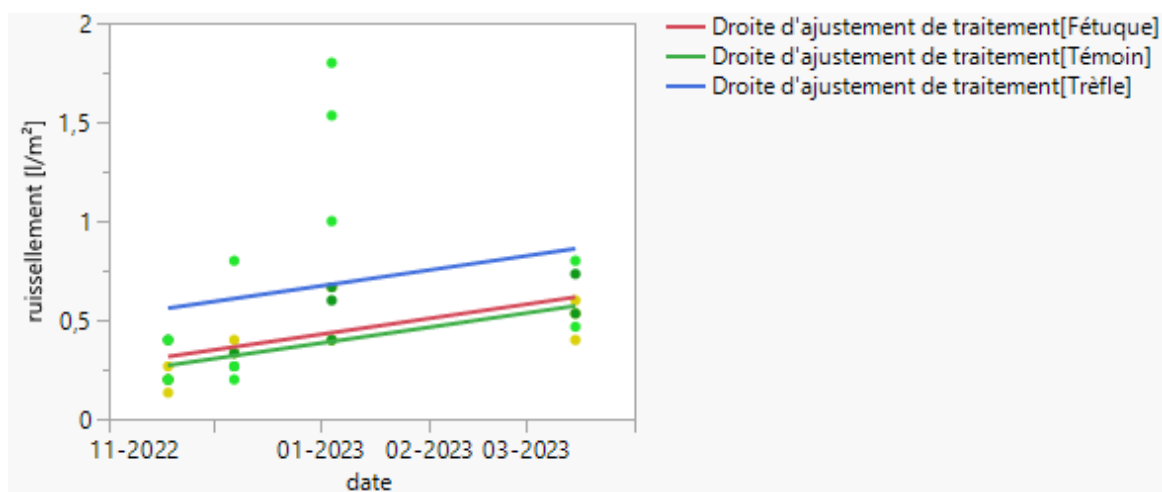
Annexe 4: ANOVA à double facteurs (traitement et date) de la couverture végétale – JMP-pro.

Tests des effets					
Source	Nombre de coefficients	Degrés de liberté	Somme des carrés	Rapport F	Prob. > F
traitements	2	2	16278,371	66,2448	<,0001*
date	1	1	0,078	0,0006	0,9800

Annexe 5: Résultat de l'ANOVA à deux facteurs (traitement et date) sur couverture végétale – JMP.pro.

Niveau		Moyenne des moindres carrés
fétuque	A	54,083333
trèfle	B	30,558333
Témoin	C	2,075000

Annexe 6: Test de tukey sur l'ANOVA à deux facteurs (traitement et date) sur la couverture végétale – JMP-pro.



Annexe 7: ANOVA à double facteurs (traitement et date) du ruissellement cumulé – JMP-pro.

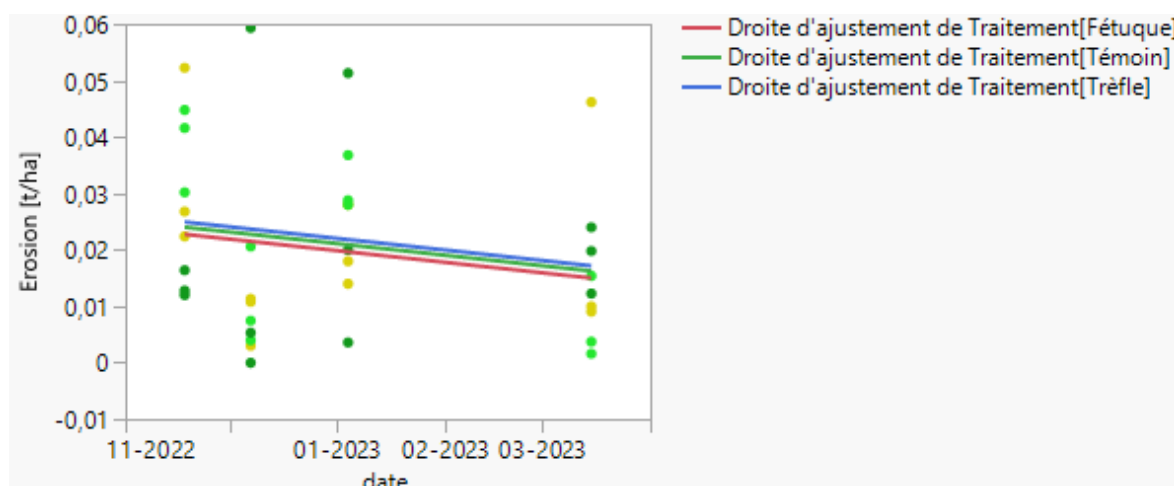
Tests des effets					
Source	Nombre de coefficients	Degrés de liberté	Somme des carrés	Rapport F	Prob. > F
date	1	1	0,46820145	4,5494	0,0407*
traitement	2	2	0,58074074	2,8215	0,0744

Annexe 8 : Résultat de l'ANOVA à deux facteurs (traitement et date) sur le ruissellement cumulé – JMP-pro.

Rapport de connexion de lettres		
Niveau		Moyenne
04-01-2023	A	0,82962963
15-03-2023	A B	0,56296296
07-12-2022	B	0,36296296
18-11-2022	B	0,24444444

Les niveaux non connectés par la même lettre sont significativement différents.

Annexe 9: Test de tukey sur l'ANOVA à deux facteurs (traitement et date) sur le ruissellement cumulé – JMP-pro.



Annexe 10: ANOVA à double facteurs (traitement et date) de l'érosion – JMP-pro.

Tests des effets					
Source	Nombre de coefficients	Degrés de liberté	Somme des carrés	Rapport F	Prob. > F
date	1	1	0,00031300	1,1857	0,2843
Traitement	2	2	0,00002866	0,0543	0,9472

Annexe 11: Résultat de l'ANOVA à deux facteurs (traitement et date) sur l'érosion – JMP-pro.

Impact des sous-semis de trèfle blanc et de fétuque rouge en culture de maïs sur le ruissellement, l'érosion et transfert des microplastiques

Présenté par Habib Abbe

L'érosion hydrique en pente est un problème courant dans de nombreuses régions agricoles, y compris en Wallonie où la culture de maïs est largement pratiquée. L'érosion hydrique se produit lorsque l'eau de pluie emporte les particules du sol en surface, provoquant ainsi une dégradation de la qualité du sol et une perte de ses nutriments essentiels. Face à ce défi, le projet Intell'eau étudie l'impact de techniques de conservation telles que le sous-semis sur le ruissellement et l'érosion dans le contexte spécifique de la culture de maïs en pente.

Ce mémoire a pour objectif d'étudier les effets du sous-semis sur la diminution du ruissellement et de l'érosion, ainsi que la quantification des microplastiques présents dans notre zone d'étude.

Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un dispositif expérimental en champs qui nous a permis de quantifier le ruissellement et les concentrations en sédiments. Des tests d'infiltration ont également été réalisés à l'aide d'un infiltromètre à simple anneau. Pour évaluer les concentrations de microplastiques présents dans notre zone d'étude, nous avons utilisé la méthode recommandée par la NOAA.

Les résultats de nos expériences ont montré que les sous-semis de trèfle et de fétuque n'ont pas conduit à une baisse significative de la quantité d'eau ruisselée et des pertes de terre mesurées tout au long de la durée de l'expérience, en comparaison à un témoin sol nu. Malgré cela, les résultats concernant la quantification des microplastiques présents sur notre parcelle (Ottignies) ont été meilleurs en comparaison avec les parcelles de référence ayant reçu du compost seul et du compost ainsi que des boues d'épuration.

Concernant le ruissellement et l'érosion, l'absence de différence significative entre les sous-semis et le témoin (sol nu) peut être expliquée par divers facteurs. Parmi eux, on peut citer la faible biomasse de trèfle durant la période d'étude, les conditions météorologiques défavorables avec de basses températures, l'existence préalable d'une croûte de battance avant l'interculture, ainsi que le travail du sol effectué sur le témoin (déchaumage).

Malgré les résultats mitigés pour le ruissellement et l'érosion, il est essentiel de continuer à promouvoir les sous-semis pour leurs avantages potentiels en matière de santé du sol et d'environnement. Des études supplémentaires pourraient être effectuées pour approfondir la recherche et évaluer l'efficacité des sous-semis dans différentes conditions environnementales.