

Faculté des bioingénieurs

**Fertilisation en pommes de terre :
Évaluation de l'intérêt d'un apport de
digestat en été ou au printemps**

Auteur : Guillaume Quoilin

Promoteurs : Prof. Richard Lambert (UCLouvain/ELI/ELIA)
Marc De Toffoli (UCLouvain/ELI/ELIA)

Lecteurs : Prof. Xavier Draye (UCLouvain/ELI/ELIA)
Prof. Christophe Vandenberghe (Gembloux Agro-Bio Tech)

Année académique : 2023-2024

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

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma gratitude envers mes promoteurs, le Professeur Richard Lambert et Marc De Toffoli, pour m'avoir encadré et proposé un sujet aussi intéressant. Je les remercie d'avoir été disponibles chaque fois que j'ai sollicité leur aide et de m'avoir consacré une partie de leur temps.

J'aimerais également remercier le Professeur Xavier Draye, qui avait initialement accepté d'assurer la co-promotion de mon premier sujet de mémoire en collaboration avec le Comité Jean Pain sur les composts. Ce sujet a finalement été abandonné, car il s'apparentait davantage à des activités de stage qu'à un mémoire de fin d'études.

Je remercie mes lecteurs, les Professeurs Christophe Vandenberghe et Xavier Draye, qui ont accepté ce rôle et se sont intéressés à mon travail.

Ensuite, des remerciements vont à Thibaut De Clerck (Valbiom) et Thibaut Cugnon (Requasud) pour leurs réponses à mes différentes questions.

J'aimerais remercier le laboratoire PEPA pour son accueil et en particulier Madame D'Hauwer, pour sa disponibilité.

Merci à ma maman pour la relecture et la correction de l'orthographe.

Évidemment, j'aimerais remercier ma famille, qui m'a soutenu pendant toutes ces années d'études et m'a encouragé jusqu'à la fin.

Enfin, je tiens à exprimer ma plus profonde gratitude à tous les étudiants bioingénieurs avec qui j'ai partagé des moments inoubliables au cours de ces deux années de master et avec qui j'ai noué des liens d'amitié profonds.

Table des matières

Remerciements	1
Table des figures	4
Liste des acronymes	7
1. Introduction	8
2. État de l’art	10
2.1 La biométhanisation	10
2.1.1 Biométhanisation en Wallonie.....	12
2.1.2 Concurrence entre production alimentaire et énergétique	14
2.2 Le digestat de biométhanisation	15
2.2.1 Post-traitements	17
2.2.2 Composition des digestats en Wallonie et paramètres	17
2.2.3 Valeur fertilisante du digestat.....	18
2.2.4 Valeur amendante du digestat.....	20
2.2.5 Intérêt économique du digestat et substitution aux engrais azotés.....	22
2.3 Impacts des digestats.....	23
2.3.1 Impacts environnementaux	23
2.3.2 Effet sur la vie du sol	24
2.3.3 Effet sur les propriétés physiques des sols	26
2.3.4 Effet sur le carbone organique du sol	26
2.4 Statut du digestat et réglementation	27
2.5. La culture de la pomme de terre	30
2.5.1 Filière pomme de terre en Belgique	30
2.5.2 Fertilisation azotée en pommes de terre.....	32
2.5.3 Les valeurs d’APL de référence	33
3. Objectifs.....	35
4. Matériels et méthodes	36
4.1 Expérimentations au champ	36
4.1.1 Localisation des essais	36
4.1.2 Protocole expérimental	37
4.1.3 Plan expérimental	38
4.1.4 Itinéraire cultural des différents essais	39
4.2 Mesures effectuées.....	41
4.3 Calculs d’efficacité du digestat	42
4.4 Doses optimales d’azote : valeurs expérimentales et valeurs préconisées.....	43
4.5 Valeur économique de la production	44
4.6 Données météorologiques	44
4.7 Traitement des données et analyses statistiques	46

5. Résultats et discussion.....	47
5.1. Interculture	47
5.1.1 Biomasse des couverts d'interculture.....	47
5.1.2 Effet CIPAN.....	48
5.2 Pommes de terre	49
5.2.1 Rendement en tubercules de calibre supérieur à 35 mm.....	49
5.2.2 Pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm	59
5.2.3 Teneur en matière sèche	61
5.3 Reliquats azotés.....	64
5.3.1 Reliquats azotés en sortie d'hiver	64
5.3.2 Reliquats azotés à la plantation	65
5.3.3 Reliquats en sols nus.....	66
5.3.4 Reliquats azotés après récolte	67
5.4 Valeur économique de la production	71
5.5 Critique de la méthodologie.....	73
6. Conclusion et perspectives	74
7. Références bibliographiques.....	75
8. Annexes	83

Table des figures

Figure 1 : Schéma conceptuel de la biométhanisation (Infometha, s.d.)	10
Figure 2 : Étapes de la méthanisation (ADEME, 2011).....	11
Figure 3 : Potentiel méthanogène de différents intrants (Méthasim, 2010)	12
Figure 4 : Différents types d'intrants utilisés pour la biométhanisation en Wallonie en 2022, en tonnes de matière fraîche (Valbiom, 2024)	13
Figure 5 : Composition des substrats en entrée et des digestats en sortie de méthaniseur (Jimenez, 2023)	16
Figure 6 : Minéralisation de l'azote au cours de la biométhanisation (Girault, 2019)	16
Figure 7 : Positionnement des digestats ainsi que des principaux produits résiduels organiques selon leur valeur fertilisante (azote) et leur valeur amendante organique (INRA, 2014)	21
Figure 8 : Comparaison de l'ISMO en kg de MO stabilisée par tonnes de produit brut (Geres)	22
Figure 9 : Flux d'azote au sein d'une parcelle agricole (PROTECT'eau).....	23
Figure 10 : Classement des produits résiduels organiques selon leur valeur amendante par ordre décroissant (d'après les valeurs ISMO de Lashermes et al., 2009)	25
Figure 11 : Les trois composantes de fertilité d'un sol et leurs fonctions respectives, impactées par les matières organiques (Perspectives agricoles, 2022).....	26
Figure 12 : Bilan du carbone stocké dans le sol dans quatre scénarios : biomasse végétale brute, biomasse végétale méthanisée, fèces de vaches et fèces de vaches méthanisées (Thomsen et al., 2013)	27
Figure 13 : Calendrier d'épandage de matières organiques selon leur dynamique d'action (PROTECT'eau, 2024)	29
Figure 14 : Répartition des variétés sur les surfaces de pommes de terre cultivées en Belgique en 2023 (FIWAP, 2024)	30
Figure 15 : Extrait de l'Arrêté du Gouvernement wallon relatif au Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau (Art R232) (Vandenberghe et al., 2022)	34
Figure 16 : Localisation des parcelles en Wallonie	36
Figure 17 : Vues aériennes des parcelles à Ligny (A), Marbisoux 2021 (B), Erquelinnes (C), Beaumont (D) et Marbisoux 2023 (E). Le rectangle au contour blanc correspond à l'emplacement de l'essai au sein de la parcelle agricole	36
Figure 18 : Plan expérimental de l'essai de Marbisoux 2021, constitué de 48 unités expérimentales	38
Figure 19 : Plantation des pommes de terre dans l'essai d'Erquelinnes (7/05/2021)	40
Figure 20 : Méthode de détermination de la valeur APL de référence à une date précise en se basant sur les deux valeurs de référence (points en gris foncé) mesurées par PROTECT'eau.	

Détermination de la valeur de référence pour l'essai de Marbisoux 2023 dont les reliquats azotés après récolte ont été prélevés le 01/12/2023	42
Figure 21 : Détermination de la dose d'azote à partir de laquelle la réponse à la fertilisation azotée n'est plus linéaire pour le calcul des Kéq et CAU	43
Figure 22 : Quantité de matière sèche produite et d'azote absorbée par les couverts d'interculture avec et sans apport de digestat en été	47
Figure 23 : Reliquats d'azote minéral mesurés en fin de période d'APL (couverture de sol obligatoire) avec et sans digestat apporté en été. Les points bleus correspondent aux reliquats d'azote minéral mesurés avant le semis de la CIPAN	49
Figure 24 : Production de pommes de terre (calibre supérieur à 35 mm) en tonnes par hectare, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation organique	51
Figure 25 : Production de pommes de terre (calibre supérieur à 35 mm) en tonnes par hectare, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale	53
Figure 26 : Rendement en tubercules (calibre supérieur à 35 mm) en t/ha, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale et organique (essai de Marbisoux 2021)	54
Figure 27 : Test de Tukey sur les moyennes des rendements des différents blocs de l'essai de Marbisoux 2023	55
Figure 28 : Test de Tukey sur les moyennes des rendements des différents blocs de l'essai d'Erquelines	55
Figure 29 : Pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation organique	60
Figure 30 : Pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale	61
Figure 31 : Teneur en matière sèche des tubercules, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation organique	62
Figure 32 : Teneur en matière sèche des tubercules, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale	63
Figure 33 : Reliquats d'azote minéral mesurés en sortie d'hiver, avec ou sans digestat appliqué en été. Les données pour l'essai de Marbisoux 2023 ne sont pas disponibles	64
Figure 34 : Reliquats d'azote minéral sur 90 cm mesurés à la plantation des pommes de terre, avec ou sans digestat apporté à l'été précédent	66
Figure 35 : Reliquats d'azote minéral mesurés en parcelles de sol nu en cours de saison culturale, sans fertilisation minérale, avec digestat d'été ou de printemps (essai de Marbisoux 2021)	67
Figure 36 : Reliquats d'azote minéral mesurés après récolte des pommes de terre en fonction de la fertilisation organique. Les lignes rouges représentent les références APL	68
Figure 37 : Reliquats d'azote minéral mesurés après récolte des pommes de terre en fonction de la fertilisation minérale. Les lignes rouges représentent les références APL	70
Figure 38 : Valeurs économiques de la production des différents essais en fonction des fertilisations organique et minérale	72

Table des tableaux

Tableau 1 : Composition physico-chimique moyenne du digestat de biométhanisation brut (n=101), liquide (n=14), solide (n=25) et séché (n=8) en Wallonie (Requasud, 2024).....	17
Tableau 2 : Comparaison des valeurs agronomiques issues des résultats wallons et des valeurs reprises dans le Règlement Fertilisant, exprimées en % de matière brute (Valbiom, 2020)	28
Tableau 3 : Estimation de la production belge de pommes de terre de consommation, hâtives comprises (FIWAP, 2023)	31
Tableau 4 : Effets de l'azote sur le rendement et la qualité des tubercules (Degan et al., 2019)	33
Tableau 5 : Caractéristiques des parcelles agricoles.....	37
Tableau 6 : Combinaisons de facteurs testées selon le lieu d'essai.....	38
Tableau 7 : Résumé de l'itinéraire cultural des cinq expérimentations.....	39
Tableau 8 : Volumes de digestat épandus et quantités d'azote ammoniacal/total apportées à la culture	40
Tableau 9 : Paramètres économiques utilisés pour évaluer la valeur économique de la production	44
Tableau 10 : Pourcentage de l'azote total du digestat valorisé par le couvert.....	48
Tableau 11 : Comparaison entre les rendements des pommes de terre 35 mm+ en Belgique et les rendements 35 mm+ observés dans les essais de l'étude en fonction de l'année de l'essai et de la variété de pomme de terre étudiée	49
Tableau 12 : Comparaison des doses d'azote expérimentales menant au rendement maximal et des doses d'azotes conseil (obtenues via le Module Ferti culture de PROTECT'eau), calculées pour chaque essai et chaque niveau de fertilisation.....	56
Tableau 13 : Coefficients apparents d'utilisation de l'azote (CAU) de l'ammonitrate et du digestat dans les différents essais	57
Tableau 14 : Coefficients d'équivalence engrais minéral (Kéq) du digestat dans les différents essais.....	58
Tableau 15 : Médiane, centile 66 et seuil d'intervention des reliquats azotés mesurés dans les parcelles du SSA en fonction des dates de prélèvement.....	69

Liste des acronymes

AGW	arrêté du Gouvernement wallon
ANOVA	analyse de la variance
CAU	coefficient apparent d'utilisation de l'azote
CIPAN	culture intermédiaire piège à nitrates
CIVE	cultures intercalaires à vocation énergétique
GES	gaz à effet de serre
IQSW	indice de qualité des sols wallons
K	potassium
Kéq	coefficient d'équivalence azote minéral
MF	matière fraîche
MO	matière organique
MS	matière sèche
N	azote
N-NH ₄ ⁺	azote ammoniacal
N-NO ₃ ⁻	azote nitrique
NH ₄ ⁺	ion ammonium
NO ₃ ⁻	ion nitrate
OMS	organisation mondiale de la santé
P	phosphore
PGDA	programme de gestion durable de l'azote
SAU	surface agricole utile
SPW	service public de Wallonie
ZV	zone vulnérable

1. Introduction

L'augmentation rapide de la population mondiale pose des défis croissants en termes de sécurité alimentaire. Cette croissance démographique, combinée à une augmentation des régimes plus caloriques, entraîne des besoins alimentaires de plus en plus élevés (Kopittke *et al.*, 2019). L'intensification des pratiques agricoles, visant à accroître les rendements pour répondre à cette demande alimentaire croissante, exerce une pression accrue sur l'environnement (Bedolla-Rivera *et al.*, 2023).

L'application d'engrais azotés de synthèse sur les cultures a contribué majoritairement à l'intensification de la production agricole (Kopittke *et al.*, 2019). Cette application excessive d'engrais chimiques engendre des conséquences néfastes sur la biodiversité, la santé humaine et les milieux aquatiques (Disdero, 2022). En outre, la synthèse de ces engrais a recours aux énergies fossiles. Elle est responsable de près de 2 % des émissions mondiales de CO₂ (Humphreys *et al.*, 2020). Il existe aujourd'hui une dépendance trop importante du monde agricole à l'égard des engrais de synthèse. Le prix de ces engrais est étroitement lié au prix du gaz, dont le marché présente une certaine volatilité. Une pression économique s'exerce ainsi sur les agriculteurs (Servigne, 2012).

L'urgence climatique et l'épuisement des ressources non renouvelables motivent la recherche de solutions alternatives aux énergies fossiles (Durand & Landel, 2020). Cette recherche d'énergies renouvelables est un pilier essentiel de la transition énergétique vers un avenir décarboné. Face à ce constat préoccupant, la biométhanisation apparaît comme une solution pour répondre aux enjeux de cette transition (Couturier *et al.*, 2019). Ce procédé de digestion anaérobie de matières organiques vise à produire du biogaz et du digestat (Alaterre *et al.*, 2015). Le biogaz produit est une source d'énergie renouvelable et peut se substituer aux ressources fossiles (Greenberg *et al.*, 2019). De cette façon, il contribue à la réduction des émissions de gaz à effet de serre (Aissani *et al.*, 2013). Le digestat est un fertilisant naturel. Son épandage sur les cultures permet de réduire l'utilisation d'engrais de synthèse et d'aboutir à un retour au sol d'éléments nutritifs (Aissani *et al.*, 2013).

Cependant, peu d'études scientifiques traitent des effets du digestat sur la qualité des sols à long terme (Wang & Lee, 2021). L'application de digestat de biométhanisation est susceptible de modifier la qualité des sols. En Wallonie, l'Indice de Qualité des Sols Wallons (IQSW) est un outil de diagnostic (en cours de conception) de la qualité d'un sol. Il vise à objectiver les services que les sols fournissent, à orienter l'utilisation du sol en phase avec son état de qualité actuel et à promouvoir la restauration des sols dégradés (IQSW, 2024).

Ce mémoire a pour objectif principal d'évaluer l'intérêt d'un apport de digestat en été (avant l'implantation de la CIPAN précédant la culture de pomme de terre) ou au printemps (avant la plantation des pommes de terre) en tant que fertilisant de la culture de pomme de terre.

Une première partie dressera le bilan des connaissances actuelles sur le sujet. Une seconde partie détaillera la question de recherche et les enjeux associés. Une troisième partie présentera le contexte de l'étude et les expérimentations mises en place. Ensuite, les résultats et analyses statistiques des données recueillies seront présentés. Ces différents résultats seront interprétés et confrontés aux données présentes dans la littérature scientifique. Enfin, une conclusion résumant les principaux résultats et une proposition de nouvelles pistes de recherche ouvertes par cette étude termineront ce rapport.

2. État de l'art

2.1 La biométhanisation

La biométhanisation (Figure 1) est un processus biologique de dégradation de la matière organique en absence d'oxygène (Atelge *et al.*, 2020). Cette digestion anaérobie est similaire au processus de fermentation ayant lieu dans le système digestif des bovins. Les matières qui entrent dans le digesteur (appelées intrants) sont d'origines diverses. Elles peuvent être issues de l'agriculture (effluents d'élevage, cultures dédiées¹ et résidus de cultures), des industries (coproduits et déchets d'industries agroalimentaires) ou encore des déchets communaux (déchets verts et boues de station d'épuration). En biométhanisation, toutes les matières organiques peuvent être valorisées, à l'exception des matières riches en lignine comme le bois (Valbiom, 2023). Selon Béline *et al.* (2012b), la biométhanisation est perçue comme la méthode la plus écologique pour valoriser l'énergie des déchets.

Lors de la décomposition des intrants dans le digesteur, du biogaz est produit sous l'action de différentes populations microbiennes. Ce biogaz (composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone) peut être exploité brut pour produire de l'électricité et de la chaleur au moyen d'une unité de cogénération. Il peut également être épuré pour former du biométhane qui sera injecté dans le réseau de distribution de gaz naturel (Bhatt & Tao, 2020). Le second produit de la biométhanisation, appelé digestat, est le résidu de la digestion anaérobie des matières organiques dans le digesteur. D'apparence proche d'un lisier bovin, le digestat est valorisé en agriculture pour ses propriétés fertilisantes et amendantes (Manasa *et al.*, 2020).

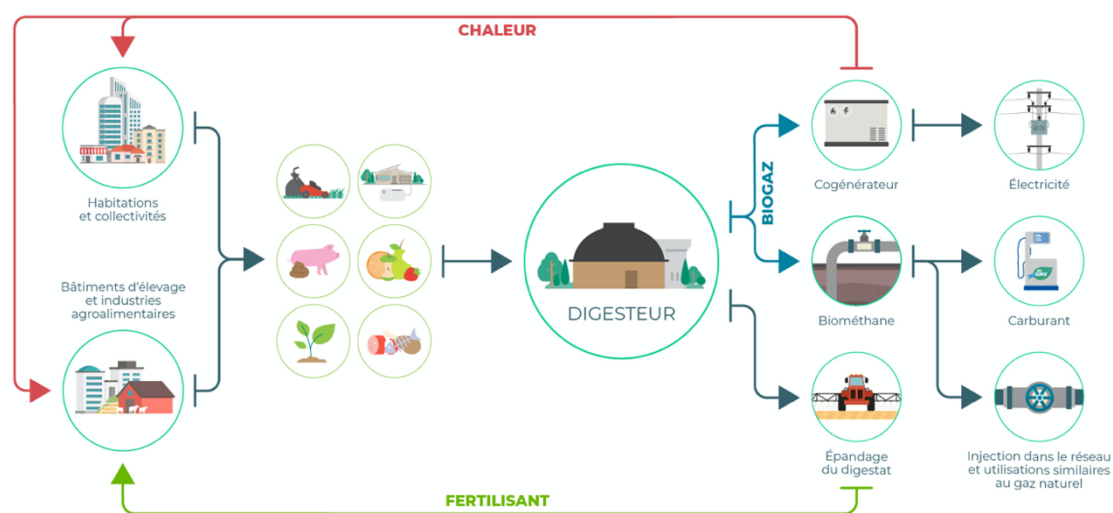


Figure 1 : Schéma conceptuel de la biométhanisation (Infometha, s.d.)

¹ Les cultures dédiées ont une vocation non alimentaire. Elles sont récoltées pour être utilisées en tant qu'intrant dans une unité de biométhanisation. Parmi les cultures dédiées se trouvent les cultures intercalaires à vocation énergétique (CIVE) implantées entre deux cultures principales, les cultures énergétiques (le maïs ensilage étant la plus courante) ainsi que les herbes de prairies (Valbiom, 2023).

La biométhanisation repose sur l'interaction complexe de différentes populations microbiennes et se déroule en quatre phases (Figure 2). Premièrement, une hydrolyse scinde les molécules de glucides, lipides et protéines en éléments plus courts. Deuxièmement, une acidogénèse transforme ces éléments en acides gras volatils, alcools, hydrogène et dioxyde de carbone. Troisièmement, les acides organiques sont métabolisés en acétate, dioxyde de carbone et hydrogène au cours de l'acétogénèse. Enfin, la méthanogénèse conduit à la formation du biogaz suite à la dégradation de l'acétate et de la combinaison de l'hydrogène et du dioxyde de carbone (Alaterre *et al.*, 2015).

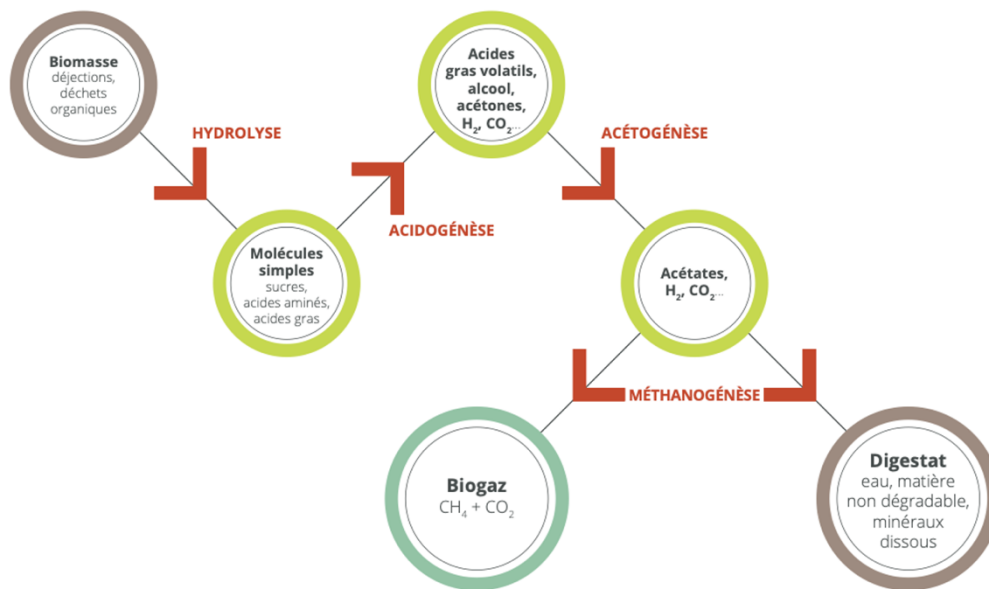


Figure 2 : Étapes de la méthanisation (ADEME, 2011)

La quantité de biogaz produite dépend de plusieurs paramètres comme le temps de séjour dans le digesteur ou encore de la température de fermentation (Valbiom, 2023). Le type d'intrants est le paramètre le plus déterminant en raison du pouvoir méthanogène différent de chaque matière organique (Figure 3). Ce dernier varie de quelques $m^3 CH_4$ /tonne de matière fraîche pour les intrants les moins méthanogènes (les lisiers par exemple) à quelques centaines de $m^3 CH_4$ /tonne de matière fraîche pour les intrants les plus méthanogènes (les graisses par exemple) (Saidi & Abada, 2007). Quant au digestat, il représente 80 à 90% de la masse des matières entrantes (Valbiom, 2023).

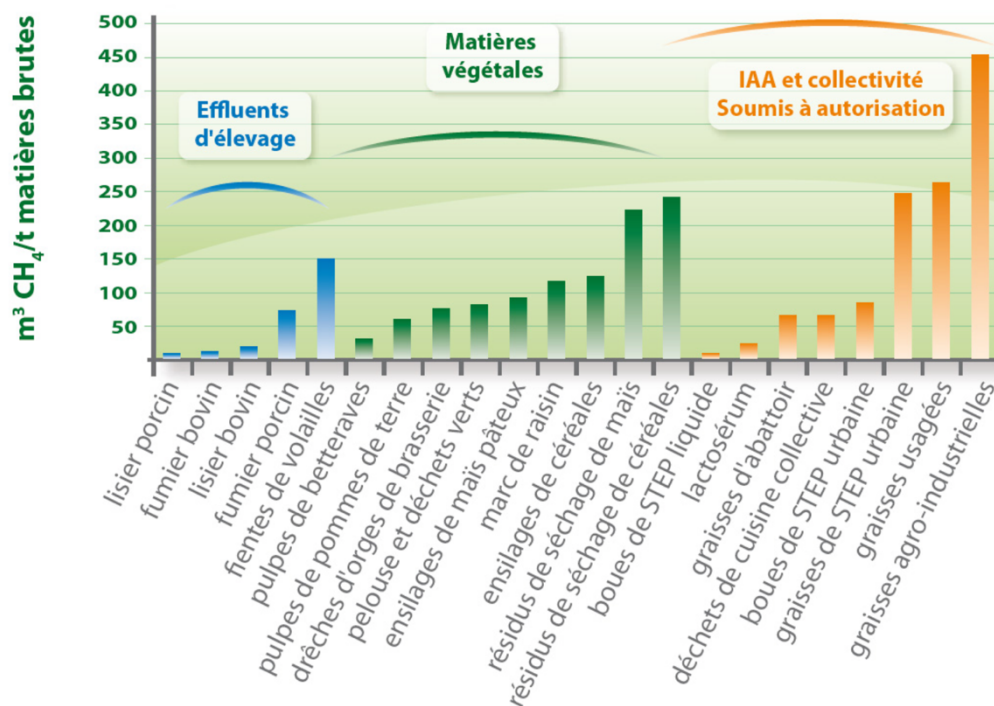


Figure 3 : Potentiel méthanogène de différents intrants (Méthasim, 2010)

2.1.1 Biométhanisation en Wallonie

Contrairement à d'autres pays européens, la filière biométhanisation peine à décoller en Wallonie (Franck, 2018). Ce faible développement peut s'expliquer par différents facteurs : la régularité de l'approvisionnement des matières premières, le cadre législatif et administratif ou encore un investissement élevé avec des aides financières jugées insuffisantes (Bodeux, 2022). En 2020, la production de gaz vert demeurait plus onéreuse que celle du gaz naturel, avec un coût quatre fois supérieur à celui de son homologue fossile (De Muelenaere, 2020). Le contexte actuel d'urgence climatique et d'envolée des prix de l'énergie semble plus que jamais favorable au développement du secteur de la biométhanisation. Matthieu Schmitt et Philippe Taverniers (chefs de projet Biométhanisation chez Valbiom) affirment qu'à présent, le coût de production du biogaz est inférieur à celui du gaz naturel (Theunis, 2022). Lorsque le prix du gaz naturel a explosé fin 2022, il affichait un coût de 160 euros/MWh contre une coût de production stable de 80 euros/MWh pour le biogaz (Bodeux, 2022). Dans un tel contexte, le biogaz est plus que jamais une solution vers plus d'autonomie énergétique. L'essor de la filière biométhanisation en Wallonie passera par la levée de différents freins à son développement tels que des mécanismes de soutien public, des mesures financières incitatives renforcées ou encore un allègement des charges administratives (Bodeux, 2022).

La première unité de biométhanisation a vu le jour en 1999 en Wallonie (Warnant, 2012). En 2022, la Wallonie en comptait 47 dont 27 dans le secteur agricole (Valbiom, 2023). Cette même année, 760.000 tonnes d'intrants (58,7 % de résidus agroalimentaires, 14,8 % de

cultures énergétiques et 13,2 % d'effluents d'élevage) ont été valorisées par la biométhanisation (Figure 4). Cette quantité d'intrants a permis de produire 728.000 tonnes de digestat.

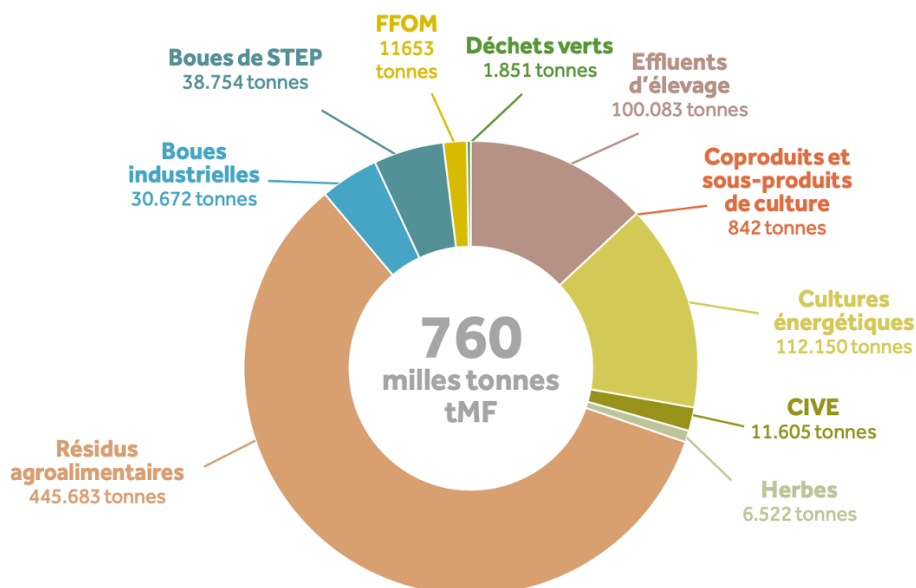


Figure 4 : Différents types d'intrants utilisés pour la biométhanisation en Wallonie en 2022, en tonnes de matière fraîche (Valbiom, 2024)

La majorité de ces unités de biométhanisation valorise le biogaz à l'aide de moteurs de cogénération, produisant de l'électricité et de la chaleur. La quantité totale d'énergie produite en 2022 s'élève à 249 GWh d'électricité et 345 GWh de chaleur (Valbiom, 2023). Une étude réalisée par Valbiom estime le potentiel énergétique de la biomasse par biométhanisation en Wallonie à 3 TWh d'énergie primaire². D'après, EDORA³ ce potentiel s'élèverait à 8 TWh. Cette estimation plus élevée d'EDORA se justifie par un recours plus important aux cultures dédiées comme intrants de biométhanisation (Warnant, 2012). Si ce potentiel de 8 TWh est atteint, entre un quart et un tiers de la consommation wallonne de gaz serait verte (De Muelenaere, 2020). Le plein potentiel de la biométhanisation wallonne ne sera atteint qu'en cas de mobilisation massive de l'agriculture, responsable du plus gros apport de matières premières (Bodeux, 2022).

² 1 TWh = 1000 GWh

³ EDORA est la fédération des entreprises développant des produits et services tournés vers la transition énergétique.

2.1.2 Concurrence entre production alimentaire et énergétique

La transition vers une société neutre en carbone à l'horizon 2050 appelle à une utilisation accrue de la biomasse dans des applications non alimentaires (Valbiom, 2019). L'agriculture de demain devra ainsi produire de l'énergie en plus des denrées alimentaires. Pour atteindre ses objectifs de réduction de gaz à effet de serre, la Wallonie pourra s'appuyer sur la biométhanisation et les cultures énergétiques. Alors que ces cultures sont vues comme une clé majeure pour la transition énergétique, l'utilisation de surfaces agricoles à des fins non alimentaires pose un problème d'acceptabilité sociale. Il est principalement question de concurrence vis-à-vis des cultures à vocation alimentaire (Béline *et al.*, 2012b), de changement d'affectation des sols appauvrissant la biodiversité (Warnant, 2012) et de renchérissement du prix du foncier (Dida, 2024 ; Hermelin & Lagandré, 2009).

En 2022, 130.000 tonnes d'intrants traitées dans les unités de biométhanisation wallonnes proviennent de cultures dédiées (Figure 4). Ce tonnage représente 17,2 % des intrants totaux méthanisés cette année-là (0,9 % d'ensilage d'herbes, 1,5 % de cultures intercalaires à vocation énergétique et 14,8 % de cultures énergétiques). Plus de 80 % des matières utilisées sont donc des déchets agroalimentaires ou des effluents d'élevage. Bodeux (2022) affirme qu'en 2022, 0,3 % de la surface agricole utile⁴ (SAU) wallonne est utilisée directement pour la biométhanisation.

En Wallonie, le maïs ensilé est la principale culture énergétique utilisée en biométhanisation, représentant 10 à 12 % du tonnage des intrants (Bodeux, 2022). Outre son potentiel méthanogène intéressant, le maïs est utilisé pour sa conservation sur de longues périodes, sa sécurité d'approvisionnement (Valbiom, 2019) et pour assurer une certaine rentabilité des projets de biométhanisation (Béline *et al.*, 2012b). Cependant, cette culture est pointée du doigt pour différentes raisons : concurrence directe à la production de fourrages, forte demande en azote ou encore monoculture favorisant l'érosion des sols et la perte de biodiversité. Des alternatives au maïs semblent nécessaires pour amorcer la transition vers une agriculture plus durable. La silphie, actuellement à l'expérimentation, pourrait être une solution. Cette culture a démontré un rendement en matière sèche par hectare de 83% par rapport au maïs (Valbiom, 2019). Ses principaux intérêts sont économiques (plante pérenne semée une fois pour quinze ans dont les coûts d'exploitation sont inférieurs à ceux du maïs) et environnementaux (plante antiérosive ne nécessitant aucun traitement phytosanitaire). Bien que la silphie soit plus rentable économiquement et plus respectueuse de l'environnement que le maïs, elle demeure une culture principale et soulève les mêmes questions quant à l'utilisation des terres à des fins non alimentaires. Les CIVE pourraient être

⁴ En 2022, la surface agricole utile (SAU) en Wallonie est de 738.927 hectares, soit 44% de la superficie totale de la Wallonie (SPW, 2023b).

davantage valorisées en énergie. Ces cultures sont conduites en dérobées sans entrer en concurrence avec les cultures vivrières et fourragères pour l'utilisation des terres. Des efforts de recherche supplémentaires semblent nécessaires au développement d'alternatives aux cultures énergétiques.

Actuellement, le droit wallon ne contient pas de lois en matière de limitations d'utilisation de cultures énergétiques en biométhanisation (Valbiom, 2019). L'Allemagne, leader européen de la filière biométhanisation⁵, encourage l'utilisation de maïs énergétique dans ses unités de méthanisation. En 2013, 7 % de la SAU allemande étaient destinés aux cultures dédiées qui représentaient 75 % des matières premières pour la production de biogaz (Weiland, 2013). En France, une limite réglementaire de maximum 15 % de cultures dédiées dans l'apport d'intrants des digesteurs français doit être respectée (ONRB, 2022).

Béline *et al.* (2012b) assurent que la majorité des projets sont conçus de façon à minimiser le plus possible l'impact concurrentiel des cultures énergétiques sur les cultures fourragères. Il est donc important d'encadrer le développement de la biométhanisation pour s'assurer qu'elle ne concurrence pas les cultures vivrières (SPW Energie, 2023a). Assurer la transition énergétique sans impacter la souveraineté alimentaire s'annonce être un défi majeur pour la filière biométhanisation wallonne.

2.2 Le digestat de biométhanisation

Au cours du processus de digestion anaérobie, les réactions biochimiques successives vont transformer les intrants bruts en intrants digérés (digestat) ayant des caractéristiques modifiées (Figure 5). En moyenne, 72 % de la matière organique est dégradée (ADEME, 2014). Du fait de la minéralisation du carbone organique, le rapport C/N du digestat est plus faible et la matière organique est davantage stabilisée en comparaison aux intrants bruts. En sortie de méthaniseur, une perte de 5 à 15 % du volume d'intrants est observée (ADEME, 2010). Selon la biodégradabilité des intrants, la biométhanisation induit une baisse de la teneur en matière sèche entre 20 et 60 %. Une diminution des odeurs est constatée suite à la dégradation d'une partie des composés organiques volatils. La digestion anaérobie permet une réduction des concentrations en germes pathogènes et une inhibition des semences d'adventices (Thevenin *et al.*, 2012)

⁵ En 2017, l'Allemagne comptait 10.849 unités de production de biogaz sur les 17.662 en Europe, soit 61,4% (Valbiom, 2019).

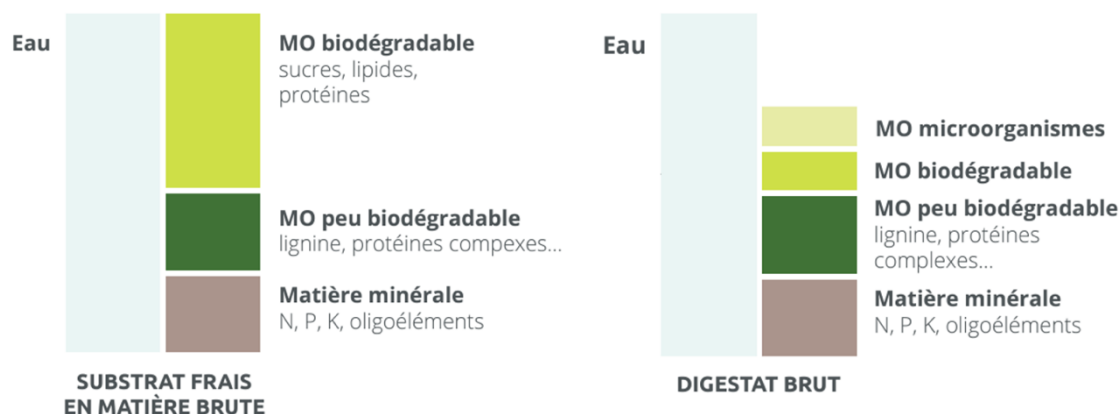


Figure 5 : Composition des substrats en entrée et des digestats en sortie de méthaniseur (Jimenez, 2023)

Le processus de biométhanisation de la matière organique va impacter l’azote organique. Dans le méthaniseur, la minéralisation de cet azote libère de l’ammonium (NH_4^+), augmentant la part d’azote ammoniacal. Cette forme d’azote est plus disponible pour les cultures que l’azote organique. Selon la nature des intrants, cette forme ammoniacale peut augmenter jusqu’à atteindre 45 à 75 % de l’azote total des digestats bruts (Figure 6). La méthanisation est un procédé conservatif des minéraux dans le digestat : tous les éléments fertilisants (N, P, K) présents en entrée du méthaniseur sont conservés en quantité dans le digestat.

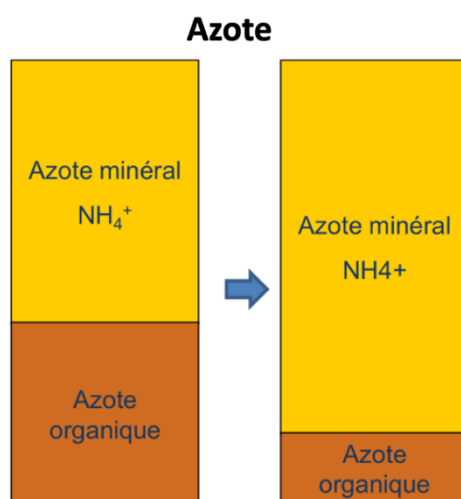


Figure 6 : Minéralisation de l'azote au cours de la biométhanisation (Girault, 2019)

2.2.1 Post-traitements

Le digestat de biométhanisation est épandu dans la majorité des cas sur des surfaces agricoles (Möller & Stinner, 2009). Il peut être épandu brut ou après avoir subi un traitement. La séparation de phases permet d'obtenir une phase liquide et une phase solide. La phase liquide contenant 95 % de l'azote minéral soluble, a une valeur fertilisante supérieure au digestat brut. Quant à la phase solide, elle s'apparente davantage à un amendement organique de par son contenu élevé en matières fibreuses et sa proportion élevée en carbone stabilisé (Tambone *et al.*, 2017). Le compostage, un autre post-traitement, permet d'activer l'humification de la MO et d'entretenir les stocks organiques des sols (Teglia, 2011). Enfin, le séchage du digestat permet d'obtenir un digestat sec à partir de digestat brut ou de la phase solide. Outre la contribution à l'entretien de la matière organique des sols, ce post-traitement permet d'éviter le transport d'eau et de faciliter le stockage (Solagro et IRSTEA, 2015).

2.2.2 Composition des digestats en Wallonie et paramètres

Selon les données accumulées par Requasud, les digestats en Wallonie ont une teneur moyenne de l'ordre de cinq kilogrammes d'azote total par tonne de matière fraîche, dont 50 % sous forme d'azote ammoniacal (Tableau 1). Il existe une variabilité importante dans la composition des digestats. Celle-ci peut être expliquée par trois facteurs : le type de matières entrantes, le type de biométhanisation (voie sèche/humide, température du processus et temps de séjour des intrants) et la présence éventuelle de post-traitements (séparation de phases, séchage ou compostage). En raison de cette variabilité, il convient de réaliser des analyses pour déterminer la valeur réelle du produit et pouvoir doser l'apport sur les cultures.

Tableau 1 : Composition physico-chimique moyenne du digestat de biométhanisation brut (n=101), liquide (n=14), solide (n=25) et séché (n=8) en Wallonie (Requasud, 2024)

Catégorie de produits	MS (%)	MO (% MF)	N Total (% MF)	NH4 (% MF)	P2O5 (kg/T MF)	K2O (kg/T MF)
Biodigestat complet	6,8	4,6	0,49	0,26	0,89	4,13
Biodigestat phase liquide	4,9	2,9	0,47	0,27	0,92	2,81
Biodigestat phase solide	24,7	18,7	0,57	0,12	1,95	4,84
Biodigestat phase solide séchée	89	57,1	2,21	0,05	14,41	35,41

2.2.3 Valeur fertilisante du digestat

Valeur fertilisante azotée

Le digestat brut contient de l'azote ammoniacal ainsi que de l'azote organique n'ayant été que partiellement minéralisé lors de la méthanisation (Figure 6). Suite à l'épandage de digestat, la forme ammoniacale est directement assimilable par la culture. Dans l'année suivant l'apport de digestat, une partie de l'azote organique est minéralisée sous l'action d'organismes vivants du sol et rendue disponible pour la culture réceptrice. La part d'azote organique non minéralisée l'année de l'épandage intègre le stock d'azote organique du sol et contribue à la fertilisation azotée à long terme. Dans le cas des digestats bruts et liquides, l'azote organique n'est pratiquement pas minéralisé en première année d'application (Michaux *et al.*, 2019). Concernant les digestats solides et séchés, le pic de minéralisation de l'azote organique ne dépasse pas les 20 % dans l'année suivant l'épandage (Jordan-Meille, 2017).

La valeur fertilisante azotée du digestat peut être approximée à l'aide de deux coefficients. Le coefficient apparent d'utilisation de l'azote (CAU) et le coefficient d'équivalence à l'engrais azoté, minéral de référence (généralement l'ammonitrate) (Kéq). Le CAU correspond au rapport du supplément d'azote prélevé, entre une culture fertilisée et la même culture non fertilisée, à la quantité d'azote apportée par l'engrais (Chambenoit *et al.*, 2002). Ce coefficient se calcule comme suit :

$$\text{CAU (\%)} = 100 * (P_x - P_o) / X$$

où P_x (kg/ha) = quantité d'azote prélevée par une culture à la dose X
 P_o (kg/ha) = quantité d'azote prélevée par cette même culture à la dose nulle
 X (kg/ha) = dose d'azote apportée

Le coefficient d'équivalence azote engrais minéral d'un engrais de ferme (Kéq) exprime la valeur fertilisante azotée à court terme. Il est défini comme étant le pourcentage de l'azote total appliqué qui correspond à une fertilisation équivalente en engrais minéral. Le Kéq est égal au CAU du produit / CAU de l'engrais minéral de référence.

Le digestat présentant la meilleure efficacité de son azote est le digestat brut (Jordan-Meille *et al.*, 2018) avec une efficacité moyenne allant de 40 à 60 % (Albert, 2007). Pour d'autres auteurs, elle est de l'ordre de 70 %, similaire à celle des lisiers (Figure 7) (Martel *et al.*, 2013 ; Cavalli *et al.*, 2016). Certaines expériences sur la fertilisation avec du digestat brut ont même montré des rendements similaires aux engrais minéraux à dose équivalente d'azote (Ortenblad, 2000 ; Odlare *et al.*, 2011 ; Kapuinen & Regina, 2010).

Du fait d'un pH et d'une concentration en azote ammoniacal plus élevés suite à la méthanisation, les digestats sont soumis à une perte d'azote par volatilisation⁶ plus importante (Béline *et al.*, 2012a). D'après Clemens *et al.* (2006), les émissions d'ammoniac à l'épandage sont augmentées de 15 % suite à la méthanisation, en comparaison aux intrants non digérés. Ce phénomène de volatilisation de l'azote ammoniacal influence fortement le Kéq. Ainsi, un digestat peut perdre de 35 à 100 % de son azote ammoniacal selon les modes et conditions d'épandage (Nyord *et al.*, 2008 ; Pacaud & Pradel, 2010 ; Holly *et al.*, 2017). L'épandage du digestat constitue le poste principal des rejets totaux d'ammoniac. L'étape du stockage, bien que moins émettrice que l'épandage, est également à prendre en considération (Béline *et al.*, 2012a).

Dans l'optique de maximiser la valeur fertilisante azotée des digestats, il convient de limiter cette volatilisation. Pour ce faire, l'épandage doit être réalisé lorsque les conditions météorologiques sont favorables : temps nuageux, température basse, hygrométrie élevée et absence de vent dans les 24 heures suivant l'épandage (Levavasseur & Houot, 2020). Selon Zilio *et al.* (2021), un apport de digestat en début de journée, lorsque les températures sont moins élevées, réduirait les pertes d'azote ammoniacal de 13 %.

Utiliser un matériel d'épandage adapté sera déterminant. Les buses à palettes engendrent des pertes ammoniacales par volatilisation de 40 à 90 %, (Reibel, 2018). Elles sont à bannir au profit des enfouisseurs, injecteurs et rampes d'épandage. Ces différents outils permettent de limiter le phénomène de volatilisation à l'épandage, avec des pertes d'azote ammoniacal allant de 5 à 20 % (Laisney, 2020). L'enfouissement du digestat permet de réduire drastiquement la volatilisation, en limitant le contact avec l'air. Pour un enfouissement immédiat, la réduction des émissions d'ammoniac est de 70 à 90 % (Béline *et al.*, 2012a) et tombe à 40 % pour un enfouissement dans les quatre heures suivant l'épandage (Levavasseur & Houot, 2020).

Le pH plutôt basique (aux alentours de 8) des digestats bruts et liquides constitue un risque supplémentaire de volatilisation (Valdipro, 2015). L'acidification du digestat vise à déplacer l'équilibre $\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$ vers la fraction NH_4^+ . Ainsi, le potentiel de volatilisation est limité. Béline *et al.* (2012a) affirment qu'abaisser le pH à un niveau de 6 permet de réduire les émissions d'ammoniac d'au moins 50 %. Le taux d'abattement peut même atteindre les 80 % selon le type de composés acides ajoutés au digestat (Nahm, 2005).

⁶ La volatilisation de l'azote ammoniacal correspond à l'émission dans l'air d'ammoniac gazeux (NH_3). Cet ammoniac est issu de la réaction entre l'ammonium contenu dans le digestat et l'air.

En résumé, la valeur fertilisante azotée du digestat est fonction du type d'intrants et de la culture réceptrice (Askri, 2015). Elle dépend surtout du mode d'apport du digestat, des conditions climatiques lors de l'épandage et dans une moindre mesure, des conditions de stockage du digestat (Valdipro, 2015).

Valeur fertilisante phosphatée

Au cours de la digestion anaérobie des intrants, le phosphore est conservé dans le digestat. Certains auteurs indiquent toutefois une faible perte, inférieure à 10 % (Schievano *et al.*, 2011). Möller et Müller (2012) expliquent cette faible perte par une potentielle accumulation du phosphore au fond du méthaniseur suite à une précipitation.

A long terme, la biodisponibilité du phosphore contenu dans le digestat serait équivalente à celle d'une forme minérale de phosphore soluble. Cependant, le stockage du digestat augmenterait la part de phosphore solide, réduisant la quantité de phosphore soluble disponible (Paavola *et al.*, 2008).

La valeur fertilisante en phosphore du digestat est caractérisée par un coefficient d'équivalence à un engrais de référence, le Triple Super Phosphate (Kéq-TSP). Ce coefficient est généralement de 100 %. Le phosphore des digestats est alors totalement substituable à celui des engrais phosphatés solubles (Michaux *et al.*, 2019).

Valeur fertilisante en potassium

La fertilisation en potassium du digestat est moins traitée dans la littérature. Selon une expérimentation de VADIMETHAN, le potassium contenu dans le digestat serait disponible à 100 % pour les cultures réceptrices (Reibel, 2018).

2.2.4 Valeur amendante du digestat

La valeur amendante d'un digestat correspond à sa capacité à augmenter la teneur en matière organique des sols. Elle est fonction de la stabilité de la MO et de sa résistance à la dégradabilité (Reibel, 2018). Cette valeur est déterminée par l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO). Il correspond au pourcentage de la MO du produit potentiellement résistante à la dégradation la première année (Jordan-Meille *et al.*, 2017). A terme, cette part non dégradée sera incorporée à la fraction humique du sol. La valeur moyenne de l'ISMO des digestats est de l'ordre de 73 % (Michaux *et al.*, 2019). Un apport de 100 kilogrammes de MO procurera potentiellement 73 kilogrammes d'humus stable. Cette valeur classe les digestats dans les produits organiques à forte stabilité, supérieure aux fumiers mais inférieure aux composts de déchets verts (Figure 7) (Jordan-Meille *et al.*, 2017). Suivant le post-traitement

appliqué au digestat, les niveaux de stabilité et complexité des MO seront différents, entraînant des valeurs d'ISMO différentes. Galvez *et al.* (2012) ont montré que la proportion de MO dégradée était fonction de la qualité des intrants biométhanisés. Ainsi, la proportion de MO biodégradable résiduelle est d'autant plus faible que la teneur en azote total du digestat est élevé, entraînant un ISMO plus élevé.

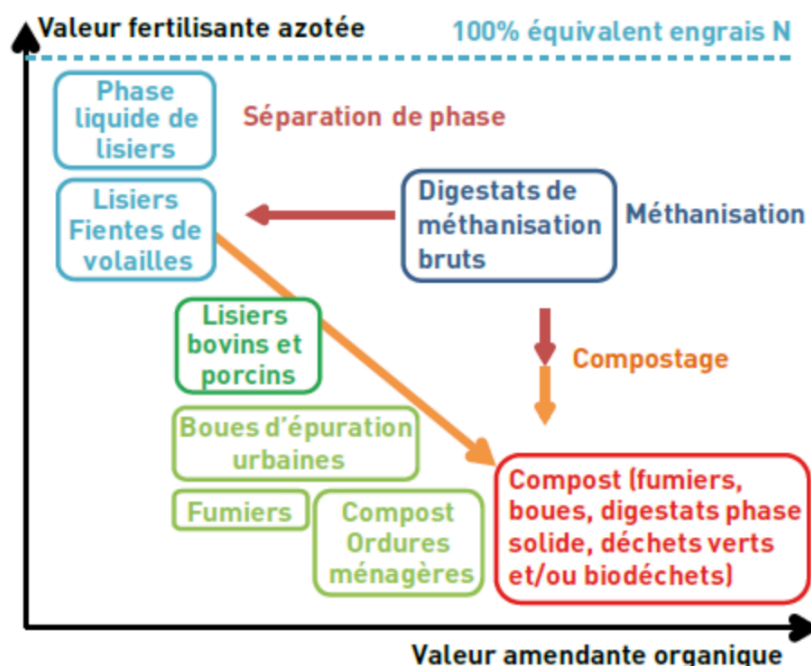


Figure 7 : Positionnement des digestats ainsi que des principaux produits résiduels organiques selon leur valeur fertilisante (azote) et leur valeur amendante organique (INRA, 2014)

Nkoa *et al.* (2014) rapportent que la valeur amendante du digestat est encore mal connue. L'ISMO est une appréciation rapide en laboratoire du coefficient d'humification k_1 ⁷. Ce dernier serait plus adapté que l'ISMO pour caractériser le potentiel amendant d'un digestat (Michaux *et al.*, 2019). Cependant, il s'obtient à partir d'expérimentations plein champ de longue durée (8 à 10 ans de préférence).

La comparaison entre la valeur amendante de divers produits organiques doit être raisonnée en kilogrammes de MO stabilisée par tonne de produit brut, plutôt qu'en pourcentage de la matière organique qui est stabilisée. Michaux *et al.* (2019) rapportent qu'un digestat brut a un ISMO similaire à celui d'un compost de déchets verts (DV). Pourtant, lorsque la comparaison est ramenée à la tonne de produit brut, le pourcentage du taux de MO d'un digestat brut est bien inférieur à celui d'un compost de DV (Reibel, 2018). Ainsi, un digestat

⁷ Le coefficient d'humification k_1 correspond à la fraction de matière sèche du produit organique qui va contribuer à alimenter le stock d'humus du sol (Andriulo *et al.*, 1999)

brut apportera environ cinq à dix fois moins de MO stabilisée par tonne, comparé à un compost de DV (Figure 8). Pour avoir la même efficacité que des amendements traditionnels, les volumes de digestats bruts à épandre seraient bien trop importants et interdits par le plan d'épandage des digestats⁸. L'aspect réglementaire quant à la valorisation agricole des digestats sera abordé dans un point ultérieur. Suite à ce constat, la séparation de phases ou le séchage semblent indispensables pour aider à la valorisation amendante des digestats (Michaux *et al.*, 2019).

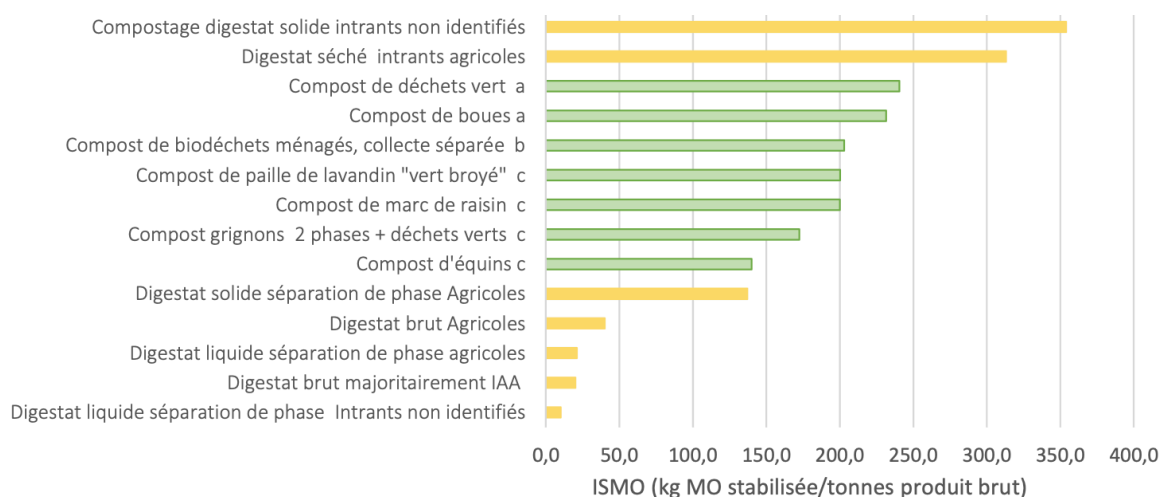


Figure 8 : Comparaison de l'ISMO en kg de MO stabilisée par tonnes de produit brut (Geres)

2.2.5 Intérêt économique du digestat et substitution aux engrais azotés

La synthèse des engrais azotés via le procédé Haber-Bosch nécessite d'importantes quantités d'énergie, provenant de combustibles fossiles. Cette dépendance aux énergies fossiles rend les prix des engrais azotés volatils. Au début de l'année 2021, le prix d'une tonne d'ammonitrate 27 %⁹ s'élevait à 300 €. Ensuite, en raison du contexte de reprise économique post-Covid et de la guerre en Ukraine, le marché des engrais a été bouleversé. La tonne d'ammonitrate a atteint un prix de 925 € en 2022. Au début de l'année 2023, son cours a chuté pour retrouver un prix similaire à 2021 (Annexe 1).

La valeur engrais¹⁰ d'une tonne de digestat de biométhanisation en janvier 2024 a été établie à 9,6 € (Agra-Ost, 2024). L'intérêt économique du digestat dépend de différents facteurs : la

⁸ Il s'agit d'un document réglementaire et technique qui détaille les pratiques d'épandage de fertilisants, sur les terres agricoles. Ce plan vise à garantir une gestion durable et respectueuse de l'environnement des matières fertilisantes.

⁹ L'ammonitrate 27 % est un engrais azoté minéral composé d'azote nitrique (13,5 %) et d'azote ammoniacal (13,5 %).

¹⁰ Il s'agit d'une valeur financière théorique en équivalent engrais minéral. Elle est basée sur la teneur en éléments minéraux associés à des coefficients d'équivalence ainsi qu'aux prix des engrais minéraux sur le marché.

distance jusqu'aux parcelles, les volumes épandus et la teneur en éléments minéraux associée à des coefficients d'équivalence. Outre l'apport d'azote, le digestat amène d'autres éléments au sol par rapport aux engrais azotés. Cependant, la Wallonie ne compte que 19 stations de biométhanisation. L'éloignement d'un fournisseur de digestat semble donc être un obstacle majeur (Valbiom, 2022).

La substitution partielle voire totale des engrais de synthèse par du digestat de biométhanisation permet aux agriculteurs de stabiliser les coûts de fertilisation en réduisant la dépendance aux engrais de synthèse (Houot, 2018 ; Valbiom, 2022). En intégrant le digestat dans leurs pratiques agricoles, les agriculteurs peuvent bénéficier de coûts de production plus stables, et d'un impact environnemental réduit¹¹. Cela contribue à une agriculture plus résiliente et durable sur le long terme.

2.3 Impacts des digestats

2.3.1 Impacts environnementaux

L'application de digestat sur les cultures s'accompagne inévitablement de pertes d'azote (Figure 9). Lassaletta *et al.* (2014) rapportent que 57 % de l'azote apporté aux cultures est perdu dans l'environnement, non absorbé par les plantes. Ces fuites ont différents impacts environnementaux.

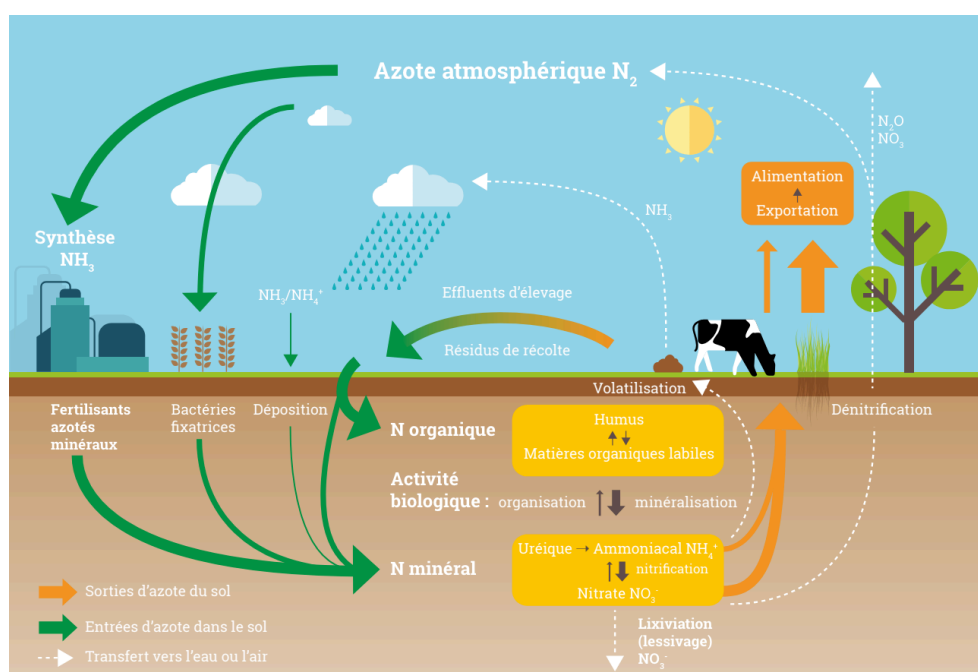


Figure 9 : Flux d'azote au sein d'une parcelle agricole (PROTECT'eau)

¹¹ La synthèse d'une tonne d'ammonitrate émet entre 2 et 8 tonnes de CO_2 .

1) Émissions ammoniacales par volatilisation :

La volatilisation de l'azote ammoniacal correspond à l'émission dans l'air d'ammoniac gazeux (NH_3). Ces pertes vers l'atmosphère dégradent la qualité de l'air. Elles représentent 13 % des pertes totales d'azote (Carton & Bulcke, 2022).

2) Lixiviation des nitrates :

La lixiviation des nitrates correspond au processus par lequel les ions nitrates sont transportés par l'eau vers les couches profondes du sol, au-delà de la zone racinaire des plantes (Reibel, 2018). Ce phénomène est responsable de 45 % des pertes totales d'azote (Carton & Bulcke, 2022). Le lessivage des nitrates altère la qualité de l'eau : contamination des eaux souterraines et eutrophisation. Cette lixiviation est favorisée par la présence d'un surplus d'azote dans le sol et par des épisodes pluvieux.

3) Émissions de gaz à effet de serre :

Dans le sol, l'azote subit une cascade de transformations microbiennes. Au cours de la dénitrification¹², du protoxyde d'azote est libéré. Il représente 3 % des pertes totales d'azote. Ce gaz à effet de serre a un impact sur le changement climatique 300 fois supérieur à celui du CO_2 (Carton & Bulcke, 2022). Outre ces différentes pertes d'azote dans l'environnement, l'épandage de digestat s'accompagne d'émissions de CO_2 et CH_4 . Ces deux gaz à effet de serre ont un impact sur le changement climatique. Toutefois, Holly *et al.* (2017) ont démontré que les émissions globales en équivalent CO_2 étaient moindres avec du digestat en comparaison aux mêmes intrants non méthanisés. Leurs essais ont montré une réduction de 25 à 59 % des émissions de gaz à effet de serre.

2.3.2 Effet sur la vie du sol

Le processus de méthanisation convertit une part de la matière organique en biogaz (Marcato *et al.*, 2009). Le carbone labile, principale source d'énergie pour les organismes du sol, est alors fortement réduit suite à la digestion anaérobie. Le carbone retourné au sol étant plus stable, l'apport en énergie pour la micro/mésafaune est moindre en comparaison à des intrants non méthanisés (Van Midden *et al.*, 2023 ; Wentzel *et al.*, 2015) (Figure 10). Cette perte du carbone labile peut être compensée par des apports de matière organique fraîche en complément du digestat (Mougin *et al.*, 2019).

¹² La dénitrification est la transformation du nitrate en diazote, en milieu appauvri en oxygène (Hénault *et al.*, 2012).

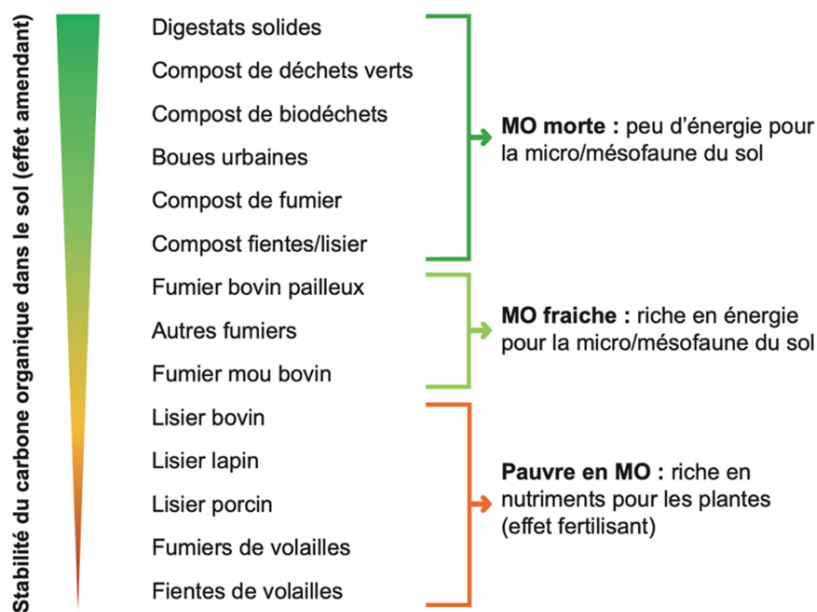


Figure 10 : Classement des produits résiduels organiques selon leur valeur amendante par ordre décroissant (d'après les valeurs ISMO de Lashermes *et al.*, 2009)

Actuellement, la littérature scientifique contient peu d'études approfondies traitant de l'impact des digestats sur la biologie du sol (García-López *et al.*, 2023 ; Van Midden *et al.*, 2023). Les connaissances sont jugées insuffisantes (Carton & Levavasseur, 2022).

Certaines études ont montré une augmentation de la biomasse et de l'activité microbienne suite à un apport de digestat (Odlare *et al.*, 2008 ; Chen *et al.*, 2012 ; Walsh *et al.*, 2012). A court terme, cette augmentation de l'activité microbienne est toutefois plus faible avec le digestat par rapport aux intrants non digérés (Möller, 2015). D'autres travaux ne rapportent aucun effet du digestat sur ces mêmes paramètres (Wentzel *et al.*, 2015). Un apport de digestat aurait tendance à favoriser la croissance (Walsh *et al.*, 2012) et la diversité des populations bactériennes (Sapp *et al.*, 2015). Wentzel *et al.* (2015) ne mentionnent aucun effet du digestat sur la structure de ces mêmes populations.

Certains travaux ont évoqué un effet positif des digestats sur les populations de vers de terre (Koblenz *et al.*, 2015). Une autre étude a révélé une diminution à court terme de l'abondance et de la biomasse des vers de terre (Ross *et al.*, 2017). Rollett *et al.* (2020) expliquent cet effet délétère du digestat par sa forte teneur en azote ammoniacal, possiblement toxique pour les populations de vers de terre.

Pendant 25 ans, Wentzel *et al.* (2015) ont mené des essais comparant des parcelles amendées soit avec du digestat, soit avec du lisier. Les résultats ont révélé une diminution de la biomasse microbienne s'attaquant au carbone, dans les parcelles ayant reçu du digestat. Le carbone

étant sous une forme plus stable, la fonction écologique de certains micro-organismes n'est plus stimulée de la même manière.

L'effet du digestat sur la biologie du sol dépend de plusieurs facteurs (type de digestat, fraction retournée au sol et quantité épandue), rendant les conclusions actuelles difficilement généralisables (Panuccio *et al.*, 2021). Dans la littérature scientifique, peu d'études évaluent l'impact du digestat sur les propriétés biologiques du sol après plusieurs années d'application continue. En résumé, les données scientifiques actuelles ne permettent pas de déterminer de manière objective l'effet des digestats sur la biologie des sols (Sadet-Bourgeteau, 2023). Ces résultats contradictoires mettent en évidence la nécessité d'entreprendre de nouvelles expérimentations à long terme sur le terrain (Sadet-Bourgeteau *et al.*, 2020).

2.3.3 Effet sur les propriétés physiques des sols

Il existe peu d'études évaluant les effets à long terme d'une application de digestat répétée sur les propriétés physiques du sol (Möller, 2015). Certains auteurs ont révélé qu'une application de digestat réduisait la densité apparente des sols et augmentait la conductivité hydraulique, la capacité de rétention d'eau et la stabilité des agrégats (Beni *et al.*, 2012).

2.3.4 Effet sur le carbone organique du sol

La matière organique est l'un des constituants les plus importants du sol (Duparque & Rigalle, 2011). Elle joue un rôle majeur sur la fertilité des sols, assumant de nombreuses fonctions agronomiques et environnementales (Huber & Schaub, 2011) (Figure 11).

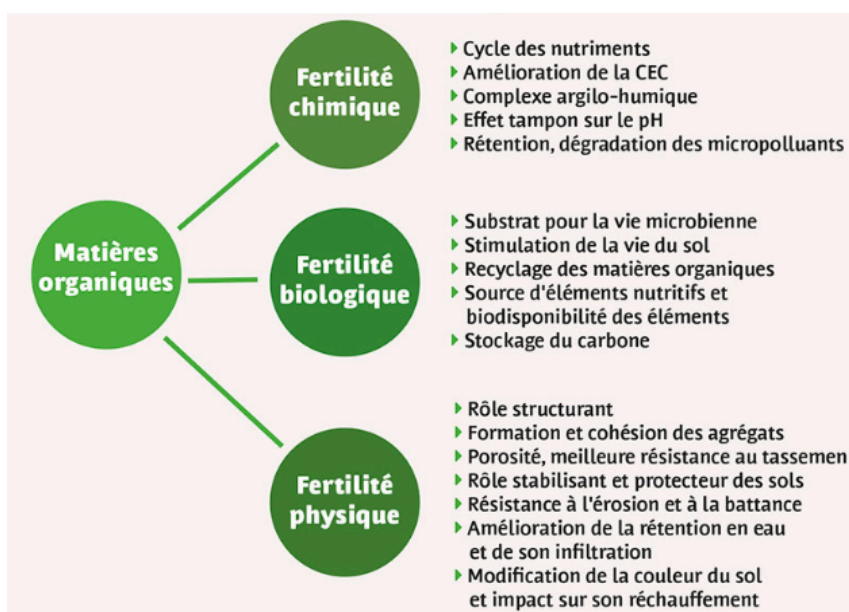


Figure 11 : Les trois composantes de fertilité d'un sol et leurs fonctions respectives, impactées par les matières organiques (Perspectives agricoles, 2022)

Lors de la digestion anaérobie, la fraction labile de la matière organique est convertie en biogaz. Environ 40 à 75 % du carbone des intrants est transformé en CO₂ et en CH₄ (Bareha *et al.*, 2018). Cette conversion provoque une diminution de la teneur en carbone du digestat par rapport aux intrants non méthanisés. La quantité de carbone retourné au sol via le digestat sera donc moindre.

Thomsen *et al.* (2013) ont démontré qu'à quantité de carbone initiale égale, la quantité de carbone qui contribuera à la matière organique du sol est similaire lors d'une application de digestat ou d'intrants non méthanisés (Figure 12). Les pertes de carbone au sein du méthaniseur sont compensées par une moindre dégradation du carbone provenant du digestat (Möller, 2015).

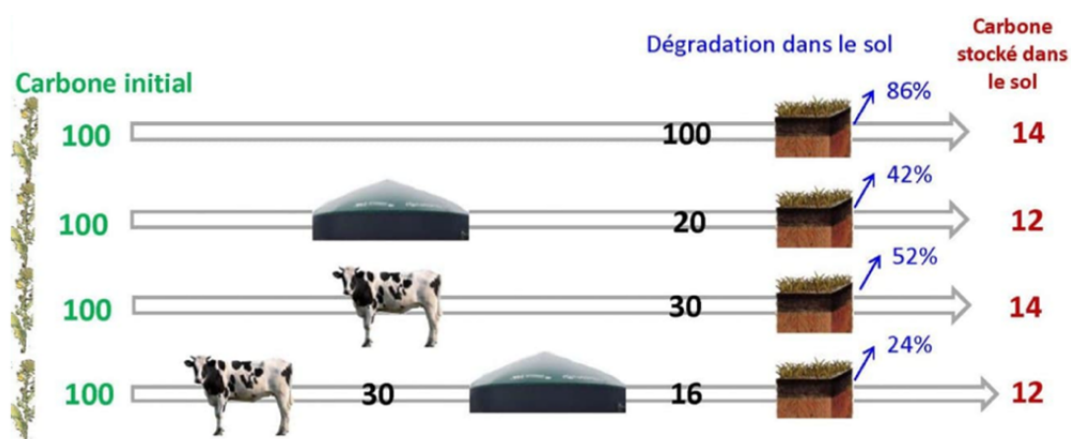


Figure 12 : Bilan du carbone stocké dans le sol dans quatre scénarios : biomasse végétale brute, biomasse végétale méthanisée, fèces de vaches et fèces de vaches méthanisées (Thomsen *et al.*, 2013)

Thomsen *et al.* (2013) rapportent qu'une application de digestat à long terme n'altère pas le stock de carbone organique du sol. Au contraire, le digestat aurait un effet positif sur le stockage du carbone dans le sol dû à un moindre « positive priming effect¹³ » (Béghin-Tanneau *et al.*, 2019).

2.4 Statut du digestat et réglementation

Une définition claire du statut du digestat est nécessaire pour garantir différentes pistes de valorisation (Trémier *et al.*, 2013). En Wallonie, lorsque celui-ci est épandu en boucle fermée

¹³ Le « positive priming effect » est un phénomène observé dans les sols qui correspond à une augmentation de la minéralisation de la matière organique préexistante lors de l'ajout de nouvelles matières organiques (Fontaine *et al.*, 2003 ; Carton & Levassasseur, 2022).

au sein de l'exploitation et que les intrants ne sont pas des déchets (effluents d'élevage, résidus ou sous-produits agro-alimentaires et cultures énergétiques générés par l'exploitation à laquelle l'unité de biométhanisation est annexée), le digestat est considéré comme un produit. Dans ce cas, la valorisation du digestat ne requiert pas de certificat d'utilisation si l'épandage se limite aux parcelles de l'exploitation (Valbiom, 2024). Si des déchets¹⁴ sont utilisés comme intrants, si le digestat sort du site d'exploitation ou si les intrants sont importés, le digestat aura le statut de déchet. Dans ce cas, l'épandage sur des terres agricoles nécessite l'obtention d'un certificat d'utilisation selon l'Arrêté du Gouvernement wallon du 14/06/2001 favorisant la valorisation de certains déchets (SPW, 2024).

D'après le Règlement « Fertilisant » n° 2019/1009¹⁵, les digestats bruts et liquides wallons ne peuvent être considérés comme engrais organique/organo-minéral ou comme amendement organique. Leurs teneurs en éléments fertilisants et en carbone organique sont inférieures aux valeurs reprises dans le Règlement « Fertilisant ». Dans une optique de commercialisation, une évapo-concentration ou un post-traitement plus poussé doivent être envisagés. La phase solide peut, quant à elle, être considérée comme amendement organique du sol (Tableau 2). A l'heure actuelle, le digestat est considéré comme un fertilisant organique dont l'épandage est réglementé par des normes (Valbiom, 2020).

Tableau 2 : Comparaison des valeurs agronomiques issues des résultats wallons et des valeurs reprises dans le Règlement Fertilisant, exprimées en % de matière brute (Valbiom, 2020)

	Digestat Sur base des moyennes établies par REQUASUD			Règlement Fertilisant				
	Brut	Phase liquide	Phase solide	PFC 1.A Engrais organique		PFC 1.B Engrais organo- minéral		PFC 3.A Amen- dement organique du sol
				Solide	Liquide	Solide	Liquide	
MS	7,10%	4,90%	24,70%					> 20 %
MO	4,80%	2,90%	18,30%					
C_{org} (= MO * 0,56)	2,69%	1,62%	10,25%	> 15 %	> 5 %	> 7,5 %	> 3 %	> 7,5 %
N_{tot}	0,50%	0,47%	0,57%	> 1 %	> 1 %	> 2 %	> 2 %	
N_{org}						> 0,5 %	> 0,5 %	
P₂O₅ tot	0,21%	0,17%	0,51%	> 1 %	> 1 %	> 2 %	> 2 %	
K₂O tot	0,41%	0,28%	0,48%	> 1 %	> 1 %	> 2 %	> 2 %	
NPK	1,12%	0,92%	1,56%	> 4 %	> 3 %	> 8 %	> 6 %	

¹⁴ Une liste reprenant les déchets pouvant être utilisés comme intrants de biométhanisation est disponible via ce lien : <https://sol.environnement.wallonie.be/files/Matieres/Liste%20des%20critères%20techniques.pdf>

¹⁵ Règlement (UE) 2019/1009 du Parlement européen et du Conseil du 5 juin 2019 établissant les règles relatives à la mise à disposition sur le marché des fertilisants UE, modifiant les règlements (CE) n° 1069/2009 et (CE) no 1107/2009 et abrogeant le règlement (CE) n° 2003/2003.

La Directive Nitrates 91/676/CEE est une directive européenne de 1991 pour la protection de la qualité de l'eau. Elle a pour objectifs de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole et de prévenir toute nouvelle pollution (European Commission, 2024). En Wallonie, cette directive est mise en œuvre au moyen du Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA) dont le quatrième programme d'actions est d'application depuis le 15 avril 2023. La Wallonie révisé ce programme tous les quatre ans afin d'en améliorer l'efficacité.

Le PGDA est d'application sur l'ensemble du territoire wallon, avec des mesures renforcées pour la zone vulnérable aux nitrates.¹⁶ Il oblige les agriculteurs à respecter différentes mesures pour réduire le lessivage des nitrates dans les sols dont : un taux de liaison au sol¹⁷ inférieur à l'unité, la couverture des sols par une culture intermédiaire piège à nitrates (CIPAN) et le respect des périodes, conditions et quantités d'épandage.

L'épandage de toutes matières valorisées sur des terres agricoles doit respecter le calendrier et différentes conditions d'épandage du PGDA (PROTECT'eau, 2024). D'après l'article R 188 du PGDA, le digestat est considéré comme un fertilisant organique à action rapide ($\text{NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}} \geq 20\%$). Il ne peut qu'être épandu de la mi-février à la mi-septembre (sous conditions) (Figure 13). L'épandage de digestat est interdit sur sol inondé ou enneigé, à moins de six mètres d'une eau de surface, en zone d'aléa d'inondation élevé en cas de fortes pluies et sur sol gelé plus de 24 heures (PROTECT'eau, 2024).

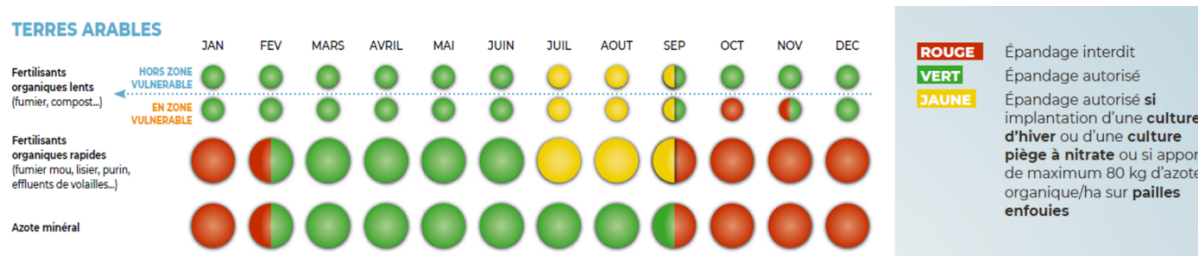


Figure 13 : Calendrier d'épandage de matières organiques selon leur dynamique d'action (PROTECT'eau, 2024)

Le PGDA fixe des quantités maximales d'azote épandable sur les terres arables et les prairies. Hors zone vulnérable, la quantité moyenne d'azote organique apporté par hectare et par an

¹⁶ La Directive 91/676/CEE impose aux États membres de désigner les zones vulnérables aux nitrates. Elles couvrent les territoires qui alimentent des eaux de surface ou souterraines, dont la teneur en nitrates dépasse (ou risque de dépasser) 50 mg/l d'eau – norme de potabilité fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). En Wallonie, la zone vulnérable est d'application depuis 2013 et couvre 57% du territoire, soit près de 70 % de la SAU wallonne (PROTECT'eau, 2016).

¹⁷ Le SPW (2020) définit le taux de liaison au sol comme « le rapport entre les quantités d'azote organique disponibles sur une année au sein d'une exploitation (production interne + importations - exportations d'effluents d'élevage) et ses capacités d'épandage autorisées sur le territoire wallon ».

ne peut dépasser 115 kilogrammes sur les terres arables et 230 kilogrammes sur les prairies. L'apport annuel d'azote total est de maximum 250 kilogrammes par hectare de terre arable. Ce maximum est de 350 kilogrammes par hectare de prairie. Dans la zone vulnérable, la quantité moyenne d'azote organique épandu annuellement par hectare de l'ensemble de l'exploitation (cultures et prairies confondues) ne peut excéder 170 kilogrammes (PROTECT'eau, 2024).

2.5. La culture de la pomme de terre

2.5.1 Filière pomme de terre en Belgique

En 2023, en Belgique, la culture de la pomme de terre occupait une superficie de 97.000 hectares, dont 42.000 en Wallonie. La production biologique de pommes de terre couvrait environ 1.400 hectares en Belgique. Ces chiffres sont issus des statistiques de la Filière wallonne de la pomme de terre (FIWAP). En 2023, la variété de conservation Fontane occupait plus de la moitié de la superficie emblavée en pommes de terres. Les pommes de terre de conservation¹⁸ représentaient 93 % de surfaces cultivées, contre 7 % pour les pommes de terres hâtives¹⁹ (Figure 14).

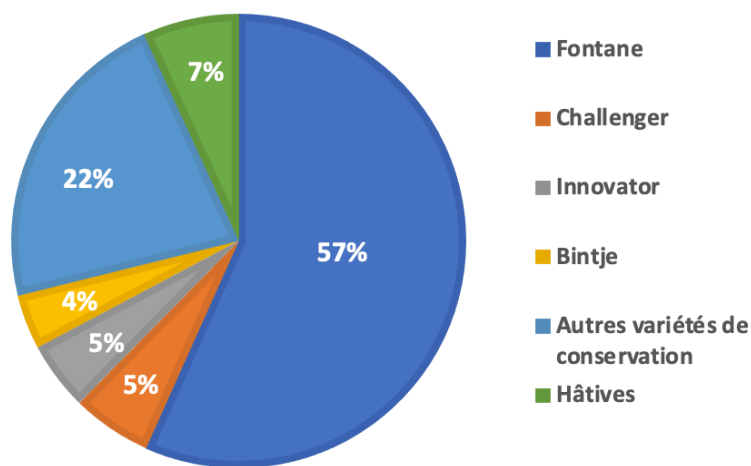


Figure 14 : Répartition des variétés sur les surfaces de pommes de terre cultivées en Belgique en 2023 (FIWAP, 2024)

¹⁸ Les pommes de terre de conservation correspondent aux variétés récoltées durant les mois d'août-septembre. Elles sont stockées sur une longue période et sont vendues tout au long de la période allant jusqu'à la récolte suivante (Antier *et al.*, 2019).

¹⁹ Les pommes de terre hâtives sont des variétés qui peuvent être récoltées dès les mois de juin-juillet. Elles sont destinées à une consommation rapide (Antier *et al.*, 2019).

En 2023, le rendement moyen brut²⁰ était de 50,1 t/ha avec une moyenne de 45 t/ha au cours des six dernières années (Tableau 3). Avec une production brute de 4,85 millions de tonnes en 2023, la Belgique est le cinquième producteur européen de pommes de terre (Jaunard, 2023).

Tableau 3 : Estimation de la production belge de pommes de terre de consommation, hâtives comprises (FIWAP, 2023)

	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Moyenne 2017-2022
Surfaces (ha)	95.546	94.422	98.088	96.855	89.344	92.482	96.697	94.435
Rendement (t/ha)	53,3	36,8	45,0	44,8	47,4	42,9	50,1	45,0
Production (million de t)	5,09	3,47	4,42	4,33	4,23	3,97	4,85	4,25

La filière de la pomme de terre en Belgique est un pilier de l'économie nationale. En 2023, la Belgique a transformé 6,5 millions de tonnes de pommes de terre. La Belgique est le leader mondial dans l'exportation de produits transformés à base de pommes de terre avec 3,6 millions de tonnes exportées durant la saison 2022/2023²¹ (FIWAP, 2023). Ce commerce a généré une balance commerciale nette de 3,75 milliards d'euros (Jaunard, 2023).

En Belgique, les producteurs de pommes de terre peuvent vendre leur production selon deux modalités : par contractualisation ou sur le marché libre (Antier *et al.*, 2019). Dans le premier cas, des contrats obligent les producteurs à fournir une quantité spécifique de pommes de terre à un prix fixé par l'acheteur en début de saison. En Belgique, ces contrats sont principalement de type « tonnes à prix fixe » (Lebrun, 2017). Cette modalité de vente protège les producteurs des fluctuations du marché, leur offrant une certaine sécurité financière. Dans le second cas, les producteurs vendent leur production tout au long de la saison au cours du marché. Les opportunités de profit potentiel sont plus élevées mais les prix très volatils sur le marché libre²² entraînent des risques financiers pour les producteurs (Le Sillon Belge, 2020). En 2023, la récolte en pommes de terre de conservation était contractée à 70 % et 30 % vendue sur le marché libre. Cette proportion est variable d'une année à l'autre (FIWAP, 2023).

²⁰ Il s'agit d'un rendement brut sortie champ. Ce rendement inclut la tare pomme de terre. Elle comprend des éléments non commercialisables ou indésirables : les tubercules de calibres inadéquats, les tubercules présentant des défauts visuels ou ayant subi des dommages mécaniques ainsi que les débris et matières étrangères (cailloux et mottes de terre). La tare est estimée entre 5 et 7 % du rendement brut (FIWAP, 2023).

²¹ La saison 2022/2023 s'étend du 1^{er} août 2022 au 31 juillet 2023.

²² Contrairement à la plupart des secteurs agricoles en Europe, le marché des pommes de terre n'est pas régulé par une organisation de marché. Par conséquent, les prix varient selon les fluctuations de l'offre et de la demande (Antier *et al.*, 2019)

2.5.2 Fertilisation azotée en pommes de terre

Les besoins en azote de la culture de pommes de terre dépendent des objectifs de rendement. Ainsi, les besoins pour des rendements de 40 t/ha et 45 t/ha sont respectivement de 200 kg N/ha et de 225 kg N/ha (Couvreur, 2024). En pratique, les besoins forfaitaires suivants sont utilisés : 200 kg N/ha pour les pommes de terre de consommation et 250 kg N/ha pour les pommes de terre de conservation (PROTECT'eau, 2022).

La dose totale d'azote à apporter²³ est calculée par la méthode du bilan prévisionnel de l'azote (COMIFER, 2013). Elle correspond à la différence entre les besoins de la culture et les fournitures d'azote du sol. Cette valeur n'est pas universelle et doit être évaluée chaque année pour chaque parcelle (Chambenoit, 2022).

Entre la plantation et l'émergence, les besoins en azote de la pomme de terre sont faibles. Par contre, durant les deux mois suivant la levée, elle absorbe 80 à 90 % de ses besoins totaux en azote (PROTECT'eau, 2022). La profondeur et la densité d'enracinement de la pomme de terre sont inférieures à celles de la plupart des grandes cultures (Gregory & Simmonds, 1992). En raison d'un faible volume de sol prospecté par les racines, le CAU de l'engrais apporté à la plantation est faible (entre 50 et 60 %) (Chambenoit *et al.*, 2002). Étant donné ces différentes caractéristiques, l'engrais azoté doit être apporté au moment où la pomme de terre présente les vitesses d'absorption de l'azote les plus élevées. Le fractionnement de la dose totale d'azote permet ainsi une meilleure utilisation de l'azote minéral apporté par l'engrais et une réduction de la lixiviation du nitrate. D'après Vos (1999), le report d'une partie de la dose totale après la levée permet d'atteindre des valeurs de CAU de l'engrais de 85 %.

Outre des problèmes économiques et environnementaux, une surfertilisation azotée engendre des problèmes de qualité des tubercules et influence le rendement (Couvreur *et al.*, 2021) (Tableau 4). Un excès d'azote allonge le cycle de culture, retardant la maturité à la récolte (Degan *et al.*, 2019). Divers travaux (Chambenoit *et al.*, 2002) ont montré que de trop fortes doses d'azote pénalisaient le rendement en tubercules. De même, la proportion et la production de tubercules de gros calibres diminuent au-delà d'une certaine dose d'azote. Ainsi, la maximisation du rendement total et de la proportion en gros calibres semblent relever d'un même niveau de fertilisation azotée (Chambenoit *et al.*, 2002). Quant aux problèmes qualitatifs, la teneur en matière sèche²⁴ des tubercules diminue lorsque le niveau de fertilisation azotée augmente (Gravouille, 2007 ; Jenkins & Nelson, 1992 ; Maltas *et al.*,

²³ Il existe des incertitudes autour du calcul de la dose prévisionnelle à apporter (besoin de la culture, potentiel de rendement, fournitures d'azote du sol et CAU de l'engrais). Un ajustement en cours de culture doit parfois être envisagé (Degan *et al.*, 2019).

²⁴ La teneur en matière sèche des tubercules dépend d'autres facteurs que le niveau de fertilisation : le site, l'année, la variété ou encore l'alimentation hydrique (Chambenoit *et al.*, 2002).

2018). Un taux de matière sèche des tubercules trop faible impacte négativement les caractéristiques culinaires (Degan *et al.*, 2019) et entraîne des problèmes de conservation (PROTECT'eau, 2022). La teneur en matière sèche est l'indicateur le plus courant pour évaluer la qualité des tubercules (Storey, 2007). L'utilisation industrielle de la pomme de terre nécessite des teneurs en matière sèche supérieures à 20 % alors que le marché du frais vise des valeurs comprises entre 17 et 20 % (Degan *et al.*, 2019).

Tableau 4 : Effets de l'azote sur le rendement et la qualité des tubercules (Degan *et al.*, 2019)

Critères		Effet
Production	Rendement total	+
	Proportion de gros calibre	+
	Durée du cycle	+
Qualité	% MS tubercules	-
	Teneur N03 tubercules	+
	Proportion de déchets	+
	Endommagements (fractures)	Variable
	Noircissement interne	Variable
	Tenue à la cuisson	+ (variable)
	Farinosité de la chair	- -
	Noircissement après cuisson	+ (0) (si K faible)
	Brunissement à la friture	+
	Pertes en conservation	+

Beaucoup d'interactions avec la conduite culturale, la variété, le milieu, l'irrigation...

+ : augmentation - : diminution 0 : sans effet

Effet positif	Effet négatif en cas de sur fertilisation	Effet variable (selon le contexte de production)
---------------	---	---

2.5.3 Les valeurs d'APL de référence

Depuis la mise en application du premier PGDA, la Wallonie établit annuellement des valeurs de référence d'APL. Il s'agit de références en termes de reliquats d'azote nitrique dans le sol en automne, exprimées en kg N-NO₃⁻/ha (De Toffoli *et al.*, 2022). Elles sont définies dans l'Arrêté du Gouvernement wallon relatif au Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau (Art R.232) (Figure 15) (Vandenberghe *et al.*, 2022).

Art. R.232. Chaque année, les Ministres qui ont la politique de l'eau et l'agriculture dans leurs attributions établissent des valeurs de référence d'azote potentiellement lessivable (APL) permettant d'évaluer les incidences des actions entreprises et d'orienter les mesures mises en œuvre en vue de lutter contre la pollution des eaux par le nitrate. Ces valeurs sont établies en se basant notamment sur les éléments suivants :

- 1° les conditions météorologiques ayant prévalu dans l'année;
- 2° les résultats de profils azotés distribués en un réseau de points représentatifs appelé "survey surfaces agricoles";
- 3° le type de culture;
- 4° la localisation géographique et les conditions pédologiques.

Figure 15 : Extrait de l'Arrêté du Gouvernement wallon relatif au Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau (Art R232) (Vandenberghe et al., 2022)

Ces valeurs sont établies par des équipes scientifiques de GRENeRA²⁵ et de l'UCLouvain²⁶, en collaboration avec PROTECT'eau. Elles permettent d'établir la (non-)conformité des mesures APL lors du contrôle annuel²⁷ effectué par le SPW (De Toffoli *et al.*, 2022). Le référentiel APL est basé sur des données recueillies dans un réseau de fermes²⁸, appelé Survey Surfaces Agricoles (SSA). Il s'agit de fermes représentatives des divers contextes pédoclimatiques et modes de production agricoles en Wallonie. Les mesures sont effectuées à deux reprises en octobre (au cours de la deuxième quinzaine) et décembre (durant la première quinzaine) pour tenir compte de l'évolution du stock d'azote nitrique dans le sol. Les références sont ajustées chaque année pour refléter les variations des conditions culturales et climatiques (De Toffoli *et al.*, 2022).

Les différentes cultures sont réparties en huit classes APL selon l'itinéraire cultural. La pomme de terre, classe de culture à risque d'APL élevé, correspond à la cinquième. Pour chaque classe, des tableaux illustrent la médiane et le centile 66 des observations réalisées dans le SSA ainsi qu'un seuil d'intervention (pour tenir compte de l'imprécision inhérente à la mesure)²⁹ (De Toffoli *et al.*, 2022). La médiane de ces observations détermine la référence APL. Lorsqu'une parcelle est contrôlée par le SPW, le reliquat azoté mesuré est comparé aux valeurs de référence. Lorsque le résultat est situé sous la médiane, il est qualifié de bon. Lorsqu'il figure entre la médiane et le centile 66, le résultat est qualifié de satisfaisant. Entre le centile 66 et le seuil d'intervention, le résultat est qualifié de « limite ». Enfin, lorsque le résultat figure au-delà de ce seuil, il est qualifié de non conforme.

²⁵ Groupe de Recherche ENvironnement et Ressources Azotées – Gembloux Agro-Bio Tech – Université de Liège.

²⁶ Université Catholique de Louvain-la-Neuve – Earth and Life Institute.

²⁷ La période de contrôle APL débute le 15 octobre et se termine le 20 décembre.

²⁸ Ce réseau de fermes était constitué de 51 exploitations en 2022 (Vandenberghe *et al.*, 2022).

²⁹ La classe 5 (pomme de terre) requiert un minimum de 20 parcelles pour l'établissement des APL de référence (De Toffoli *et al.*, 2022).

3. Objectifs

L'utilisation des engrais de synthèse dans le monde agricole est de plus en plus critiquée en raison de ses effets néfastes sur l'environnement. Une volonté de réduire l'utilisation de ces intrants chimiques émerge donc à l'échelle mondiale. Les régulations gouvernementales et les initiatives de subventions pour des pratiques agricoles durables encouragent les agriculteurs à chercher des alternatives viables. Cette ambition favorise l'apparition de nouvelles approches, notamment l'utilisation de fertilisants alternatifs comme le digestat de biométhanisation.

Dans ce contexte de recherches de substituts aux engrais synthétiques, l'objectif de ce mémoire était d'évaluer, en culture de pomme de terre, l'intérêt d'un apport de digestat en été (avant l'implantation de la CIPAN précédant la culture) ou au printemps (avant la plantation). Différentes expérimentations ont permis :

- 1) d'évaluer l'efficacité du digestat comme fertilisant par comparaison avec des engrais de synthèse
- 2) d'étudier son impact environnemental
- 3) d'analyser les aspects économiques de son adoption pour les agriculteurs
- 4) d'évaluer son effet sur les facteurs de production

4. Matériels et méthodes

4.1 Expérimentations au champ

A la demande de PROTECT'eau, des essais visant à évaluer l'intérêt du digestat de biométhanisation en tant que fertilisant de la culture de pomme de terre ont été mis en place. Ceux-ci ont été menés par l'UCLouvain Earth & Life Institute en collaboration avec le centre d'action PROTECT'eau et différents agriculteurs. Actuellement, cinq essais ont été réalisés entre 2019 et 2023.

4.1.1 Localisation des essais

Les essais en champ ont eu lieu à Ligny (2019), Erquelinnes (2021), Beaumont (2022) et Marbisoux (2021 et 2023) (Figures 16 et 17). Les parcelles agricoles sont caractérisées par un sol limoneux à horizon B textural (Tableau 5).

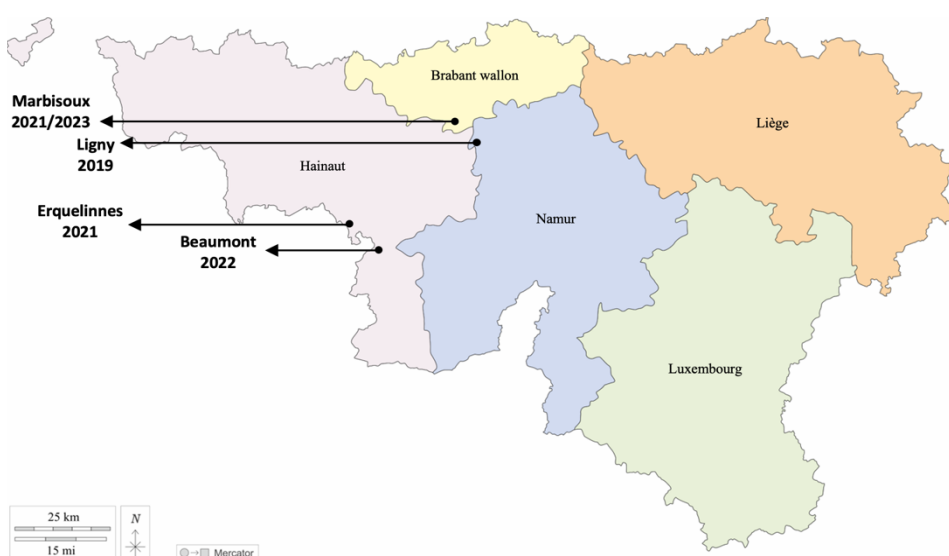


Figure 16 : Localisation des parcelles en Wallonie

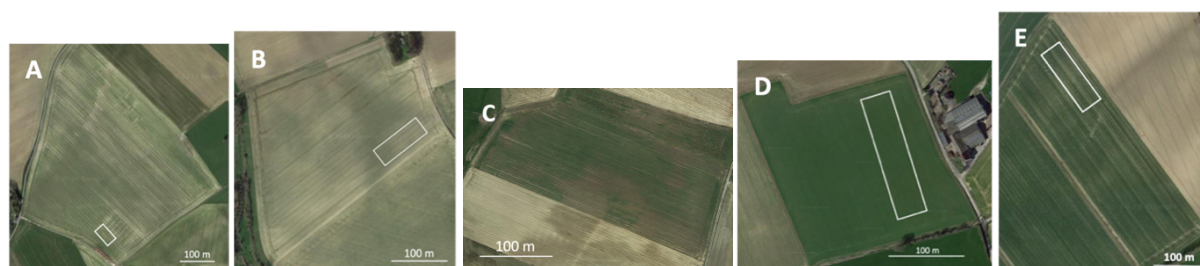


Figure 17 : Vues aériennes des parcelles à Ligny (A), Marbisoux 2021 (B), Erquelinnes (C), Beaumont (D) et Marbisoux 2023 (E). Le rectangle au contour blanc correspond à l'emplacement de l'essai au sein de la parcelle agricole

Tableau 5 : Caractéristiques des parcelles agricoles

	Ligny_19	Marbisoux_21	Erquelinnes	Beaumont	Marbisoux_23
Coordonnées géographiques	50°30'10" N 4°34'14" E	50°32'13" N 4°33'46" E	50°14'4" N 4°17'26" E	50°14'12" N 4°16'17" E	50°32'29" N 4°32'49" E
Altitude [m]	152	150	236	234	145
Sol	Aba(b)1	Aba(b)1	(x)Aba	Ada1 - Ada2	Aba(b)1
Zone bioclimatique	Hesbino-brabançon	Hesbino-brabançon	Sambre-et-Meuse et Condroz	Sambre-et-Meuse et Condroz	Hesbino-brabançon
Pluviosité annuelle ³⁰ moyenne [mm]	864 ± 32	864 ± 32	937 ± 56	937 ± 56	864 ± 32
Température ³¹ moyenne [°C]	10 ± 0,1	10 ± 0,1	9,6 ± 0,3	9,6 ± 0,3	10 ± 0,1

4.1.2 Protocole expérimental

L'expérimentation vise à évaluer la réponse des facteurs de production de pomme de terre en fonction de la combinaison de deux facteurs : une fertilisation azotée minérale et une fertilisation organique par du digestat de biométhanisation.

Facteur 1 - Fertilisation organique (trois niveaux) :

- Sans digestat
- Digestat de biométhanisation apporté l'été précédant la culture
- Digestat de biométhanisation apporté au printemps

Facteur 2 - Fertilisation azotée minérale (quatre ou cinq niveaux selon l'essai) :

- 0 – 100 – 150 – 200 kg N/ha (Ligny 2019, Marbisoux 2021 et Marbisoux 2023)
- 0 – 60 – 120 – 180 – 230 kg N/ha (Erquelinnes 2021 et Beaumont 2022)

Cependant, en fonction de l'essai, toutes les combinaisons de ces niveaux de facteurs (appelées traitements de l'expérimentation) n'ont pas été testées uniformément (Tableau 6). A Erquelinnes et à Beaumont, un apport de digestat en été n'a pas été réalisé. Pour ces deux essais, les différents niveaux de fertilisation minérale sont différents des autres essais. Selon les expérimentations, les différents traitements ont été répétés trois ou quatre fois.

³⁰ (Van der Perre *et al.*, 2015)

³¹ (Van der Perre *et al.*, 2015)

Tableau 6 : Combinaisons de facteurs testées selon le lieu d'essai

	Ligny 2019	Marbisoux 2021	Erquelinnes 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
Fertilisation organique (Facteur 1)	Sans digestat	Sans digestat	Sans digestat	Sans digestat	Sans digestat
	Digestat été	Digestat été			Digestat été
	Digestat printemps	Digestat printemps	Digestat printemps	Digestat printemps	Digestat printemps
Fertilisation minérale (Facteur 2)	0 kg N/ha	0 kg N/ha	0 kg N/ha	0 kg N/ha	0 kg N/ha
	100 kg N/ha	100 kg N/ha	60 kg N/ha	60 kg N/ha	100 kg N/ha
	150 kg N/ha	150 kg N/ha	120 kg N/ha	120 kg N/ha	150 kg N/ha
	200 kg N/ha	200 kg N/ha	180 kg N/ha	180 kg N/ha	200 kg N/ha
			230 kg N/ha	230 kg N/ha	
Réplifications	3	4	3	3	4
Unités expérimentales	36	48	30	30	48

4.1.3 Plan expérimental

Les essais sont réalisés avec un plan expérimental en micro-parcelles avec trois ou quatre répétitions (disposées en blocs) selon les essais (Figure 18). Le dispositif correspond à un plan en blocs complets aléatoire avec une restriction supplémentaire à la randomisation. En effet, les séquences au sein de chaque bloc sont similaires.

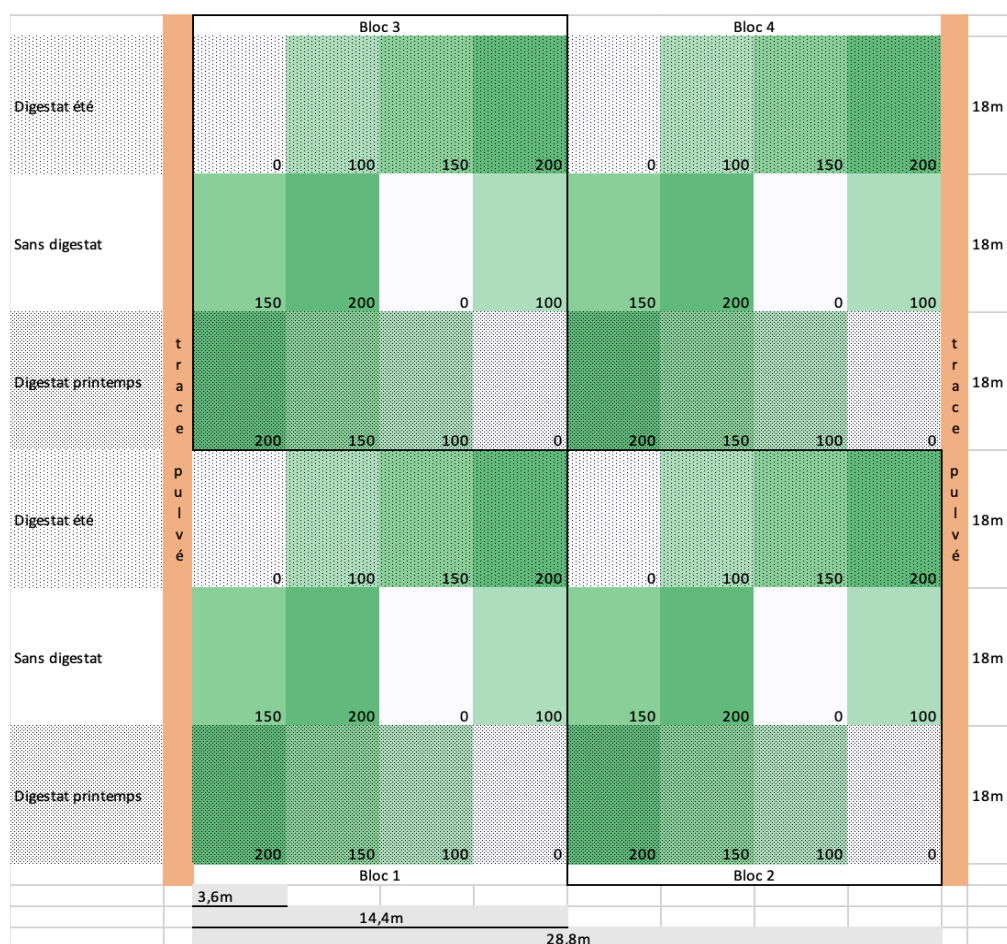


Figure 18 : Plan expérimental de l'essai de Marbisoux 2021, constitué de 48 unités expérimentales

Les unités expérimentales ont une longueur qui varie entre 9 et 18 mètres selon les essais. La largeur est fixée à 3,6 mètres. Ces unités expérimentales sont groupées en blocs, chaque bloc comprenant l'ensemble des traitements. Ceci permet de prendre en compte les effets communs aux unités expérimentales d'un même bloc.

4.1.4 Itinéraire cultural des différents essais

Vers la fin du mois d'octobre, le digestat d'été est épandu à l'aide d'un injecteur à disques et immédiatement enfoui à l'aide d'un déchaumeur. Dans les jours suivant l'apport de digestat d'été, une CIPAN est semée. En fin d'hiver, le couvert est détruit. L'épandage du digestat de printemps est effectué vers la fin avril ou le début mai. Le digestat est immédiatement incorporé au sol à l'aide d'un outil à dents. L'azote minéral est ensuite épandu dans toutes les micro-parcelles à la main. Dans les jours suivant l'épandage de l'azote minéral, le sol est travaillé sans labour et les pommes de terre sont plantées. La variété Fontane a été plantée à Marbisoux (2021 et 2023) et à Beaumont, la variété Challenger à Ligny et la variété Innovator à Erquelines (Figure 19). Les plants de pommes de terre ont ensuite été défanés avant d'être récoltés quelques semaines plus tard, aux alentours du mois d'octobre selon les essais. Sur les quatre rangs d'une unité expérimentale, la récolte n'a eu lieu que sur un rang central ou sur les deux centraux (séparément), en fonction des essais. Les différentes dates-clés des opérations et autres informations relatives à l'itinéraire cultural des cinq expérimentations sont reprises dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Résumé de l'itinéraire cultural des cinq expérimentations

	Ligny 2019	Marbisoux 2021	Erquelines 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
Digestat été	30/08/18 40 m3	25/08/20 30 m3	X	X	22/08/22 30 m3
Digestat printemps	23/04/19 40 m3	23/04/21 30 m3	6/05/21 40 m3	25/04/22 40m3	8/05/23 30 m3
Date plantation PDT Variété	25/04/19 Challenger	30/04/21 Fontane	7/05/21 Innovator	2/05/22 Fontane	8/05/23 Fontane
Défanage PDT	9/09/19	24/09/21	20/09/21	15/09/22	25/09/23
Récolte PDT	7/10/19	28/10/21	11/10/21	6/10/22	23/11/23
Jours jusqu'au défanage	137	147	136	136	140
Température moyenne de la plantation au défanage	16,8 °C	15,7 °C	15,6 °C	18 °C	17,1 °C
Pluviométrie totale de la plantation au défanage	266 mm	451 mm	408 mm	200 mm	287 mm



Figure 19 : Plantation des pommes de terre dans l'essai d'Erquelinnes (7/05/2021)

Tous les digestats utilisés pour fertiliser les parcelles expérimentales ont été analysés avant les applications d'été et de printemps. Le Tableau 8 reprend les quantités appliquées et les teneurs en azote total et ammoniacal. Les teneurs en azote du digestat étant exprimées par tonne de produit et les épandages exprimés en mètres cubes, une densité de 1 a été considérée pour déterminer les quantités d'azote fournies à la culture.

Tableau 8 : Volumes de digestat épandus et quantités d'azote ammoniacal/total apportées à la culture

		Ligny 2019	Marbisoux 2021	Erquelinnes 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
Digestat été	Volume épandu [m³]	40	30	X	X	30
	Quantité N total [kg]	231	162			176
	Teneur en N total [kg/t MF]	5,8	5,4			5,9
	Quantité N-NH4 [kg]	141	93			90
	Teneur en N-NH4 [kg/t MF]	3,5	3,1			3
	Rapport N-NH4/N total [%]	61	57			51
Digestat printemps	Volume épandu [m³]	40	30	40	40	30
	Quantité N total [kg]	187	168	188	162	206
	Teneur en N total [kg/t MF]	4,7	5,6	4,7	4	6,9
	Quantité N-NH4 [kg]	123	78	104	80	104
	Teneur en N-NH4 [kg/t MF]	3,1	2,6	2,6	2	3,5
	Rapport N-NH4/N total [%]	66	46	55	50	50

4.2 Mesures effectuées

Différentes mesures ont été effectuées avant la plantation, pendant la croissance et après la récolte des pommes de terre. Les reliquats d'azote minéral ont été réalisés sur une profondeur de 90 centimètres.

- A. La biomasse des couverts d'interculture [t MS/ha] : elle permet de comparer le gain de biomasse suite à l'apport du digestat d'été.
- B. La quantité d'azote absorbée par les couverts d'interculture [kg N/ha] : cette mesure permet de quantifier l'accumulation supplémentaire d'azote dans la biomasse des couverts ayant reçu du digestat d'été. Elle permet de déterminer la quantité d'azote total apportée par le digestat qui a été valorisée par le couvert.
- C. Reliquats d'azote minéral en fin de période d'APL [kg Nmin/ha] : ces reliquats sont mesurés en fin de période d'APL et permettent d'évaluer l'efficacité piège à nitrate du couvert implanté.
- D. Reliquats azotés en sortie d'hiver [kg Nmin/ha] : cette mesure permet d'évaluer le reliquat azoté en fin d'hiver.
- E. Reliquats azotés à la plantation [kg Nmin/ha] : une mesure des reliquats au moment de la plantation des pommes de terre permet d'obtenir la quantité d'azote disponible au départ de la culture.
- F. Reliquats azotés en sols nus [kg Nmin/ha] : ces reliquats sont mesurés en parcelles de sol nu, sans pommes de terre, sans butte et sans fertilisation minérale. Ils permettent d'estimer la minéralisation de la matière organique durant la période de végétation.
- G. Le rendement brut en tubercules [t/ha]
- H. La tare pomme de terre [t/ha] : elle correspond aux tubercules de calibres inadéquats, les tubercules présentant des défauts visuels ou ayant subi des dommages mécaniques ainsi que les débris et matières étrangères (cailloux et mottes de terre).
- I. Le rendement en tubercules 35 mm+ [t/ha]

- J. Le pourcentage de tubercules 50 mm+ [%]
- K. La teneur en matière sèche des tubercules [%]
- L. Reliquats azotés après récolte [kg Nmin/ha] : les reliquats d'azote minéral mesurés après récolte des pommes de terre sont comparés aux valeurs de référence APL afin d'en établir la (non-)conformité.

Les valeurs de référence APL de PROTECT'eau sont mesurées à deux reprises en octobre (durant la deuxième quinzaine) et décembre (durant la première quinzaine). Pour déterminer la valeur référence à une date précise (date à laquelle les reliquats après récolte ont été prélevés), une droite a été tracée entre les deux valeurs de référence. Ainsi, le reliquat azoté après récolte de pommes de terre mesuré à une certaine date peut être comparé à la valeur référence APL correspondant à cette même date (Figure 20). La valeur référence APL correspond à la médiane des observations du SSA.

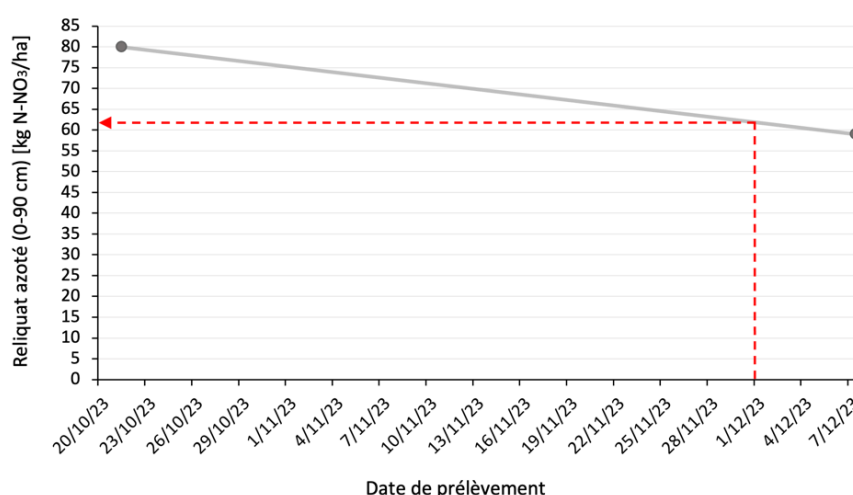


Figure 20 : Méthode de détermination de la valeur APL de référence à une date précise en se basant sur les deux valeurs de référence (points en gris foncé) mesurées par PROTECT'eau. Détermination de la valeur de référence pour l'essai de Marbisoux 2023 dont les reliquats azotés après récolte ont été prélevés le 01/12/2023

4.3 Calculs d'efficacité du digestat

Lors de chaque essai, des doses croissantes d'engrais minéral ont été utilisées en plus du digestat. Des doses d'azote élevées sont appliquées pour s'assurer que la courbe de réponse ait bien atteint un maximum et pour pouvoir réaliser une régression linéaire.

La réponse du rendement en tubercules en fonction de la fertilisation minérale augmente linéairement avant d'atteindre un plateau. Une fois ce plateau atteint, il n'y a plus de réponse à la fertilisation azotée. Les Kéq et CAU ont été calculés en se basant sur la zone dans laquelle la réponse à l'azote est linéaire (jusqu'au plateau) (Figure 21).

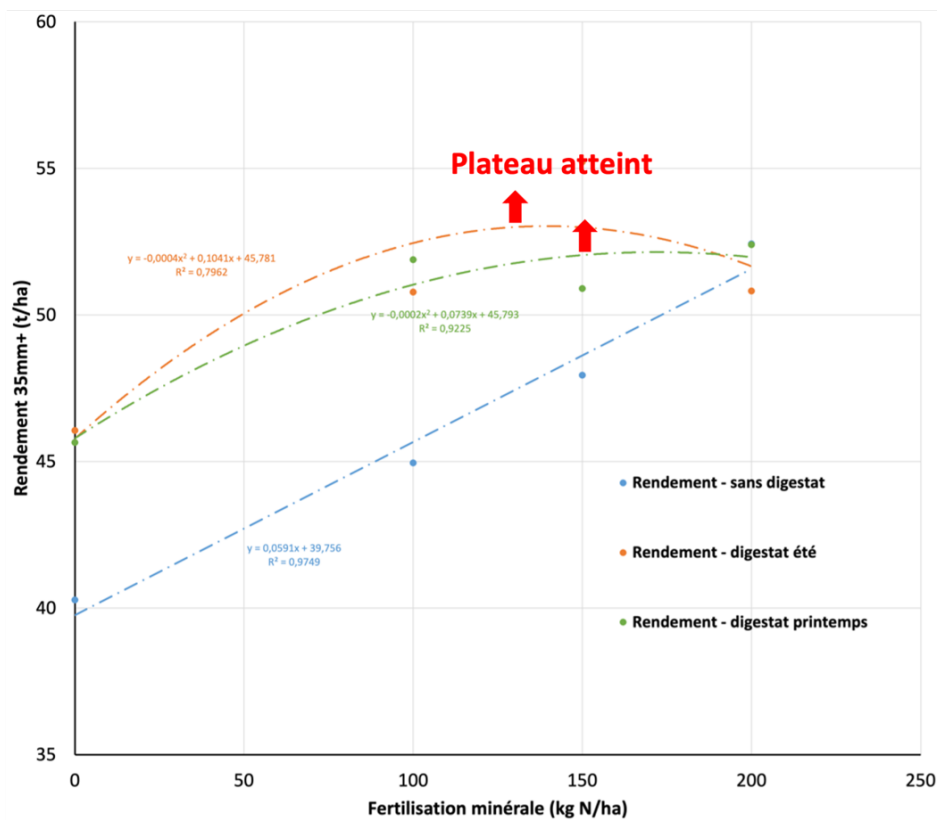


Figure 21 : Détermination de la dose d'azote à partir de laquelle la réponse à la fertilisation azotée n'est plus linéaire pour le calcul des Kéq et CAU

4.4 Doses optimales d'azote : valeurs expérimentales et valeurs préconisées

Les doses d'azote permettant d'obtenir le meilleur rendement pour chaque niveau de fertilisation organique ont été calculées à partir des courbes de réponse à l'azote (Figure 21).

Les doses optimales théoriques ont été calculées via le « Module Ferti culture » de PROTECT'eau, en se basant sur les reliquats azotés mesurés sur une profondeur de 60 cm³² en sortie d'hiver (Annexe 3). Le calcul de la dose optimale à apporter à la culture repose sur un bilan prévisionnel, qui évalue l'équilibre entre les besoins en azote de la plante et les apports d'azote du sol. Différentes données sont prises en compte dans ce bilan prévisionnel : les

³² Dans le cas de la culture de pomme de terre, seuls les 60 premiers cm sont pris en compte pour évaluer la quantité d'azote dans le profil de sol au printemps. Seulement 20 % des racines des plants de pomme de terre explorent l'horizon 60-90 cm (Chambenoit, 2022).

caractéristiques du sol (teneur en humus, reliquats azotés) et l'historique phytotechnique de la parcelle (précédent cultural, apport de matière organique, engrais vert).

Les doses optimales déterminées expérimentalement ont ensuite été comparées aux valeurs théoriques conseillées. Cette comparaison permet de vérifier la cohérence et l'adéquation des recommandations théoriques avec les résultats observés sur le terrain.

4.5 Valeur économique de la production

La valeur économique de la production a été calculée sur base des paramètres repris dans le Tableau 9. Le prix de vente des pommes de terre est basé sur les prix du marché libre, hors TVA (Source : FIWAP). Le coût de la fertilisation organique correspond au prix facturé pour l'épandage du digestat. La valeur économique de la production a été calculée pour deux périodes de vente différentes : en décembre et en février (année suivante).

Tableau 9 : Paramètres économiques utilisés pour évaluer la valeur économique de la production

Lieu et année	Paramètres économiques			
	Coût N27 (€/kg N)	Coût digestat (€/ha)	Prix vente PDT décembre 2019 (€/t)	Prix vente PDT février 2020 (€/t)
Ligny 2019	0,89	185	126	139
Marbisoux 2021	1,06	185	134	196
Erquelinnes 2021	1,06	200	157	205
Beaumont 2022	2,33	200	233	300
Marbisoux 2023	1,07	220	200	300

4.6 Données météorologiques

Ligny 2019

L'année 2019 se classe en troisième position parmi les étés les plus chauds, avec une température moyenne de juin à août de 19,1 °C. Les trois mois de l'été se sont tous clôturés par une vague de chaleur. Malgré des mois de mai et juin relativement pluvieux, l'année a été globalement sèche. Le déficit hydrique s'est principalement manifesté au cours de l'été avec un mois de juillet très sec (trois semaines sans pluie) et un mois d'août relativement sec (IRM, 2024).

Erquelinnes et Marbisoux 2021

Selon l'IRM (2024), le printemps 2021 fut globalement plus froid qu'en moyenne suivi d'un premier mois d'été chaud. Le reste de l'été, les températures ont été inférieures à la normale pendant la majeure partie du temps. Au niveau de la pluviométrie, les mois de mars et surtout avril ont été plus secs qu'en moyenne. Le cumul printanier de précipitations atteint une valeur normale. Durant l'été, un excédent hydrique de 205 mm par rapport à la normale a été enregistré. Le mois d'août a totalisé 20 jours de pluie. L'été 2021 est devenu l'été le plus humide jamais enregistré.

Beaumont 2022

L'année 2022 a été l'année la plus chaude jamais enregistrée et une des années les plus sèches (combinaison d'une faible pluviosité et d'une température élevée). La température moyenne en août est supérieure à la valeur normale (21,4 °C, normale : 18,4°C). L'année 2022 a été plus sèche que la normale affichant un déficit hydrique de 183 mm. Ce déficit s'est surtout marqué au cours du printemps et de l'été. En effet, seulement 200 mm de pluie sont tombés au cours de ces six mois pour une valeur normale de 400 mm. Lors des mois de juillet et août, seuls 22 mm de précipitations ont été relevés, pour une normale de 163 mm (IRM, 2024).

Marbisoux 2023

L'année 2023 se classe parmi les trois années les plus chaudes depuis 1991, avec une température moyenne de 12,1°C. La température moyenne au printemps a été conforme à la normale. Par contre, l'été a été plus chaud que la normale avec un mois de juin le plus chaud jamais enregistré (20,3°C, normale : 16,7°C). Au niveau des précipitations, l'année a été plus pluvieuse que la normale (excédent hydrique de 175 mm). Le printemps a été relativement humide et les cumuls de précipitations estivales mesurés ont été supérieurs à la moyenne. En effet, en juillet, pas moins de 21 jours de précipitations (131mm, normale : 77 mm) ont été enregistrés (IRM, 2024).

4.7 Traitement des données et analyses statistiques

Les données brutes ont été encodées et visualisées dans des fichiers Excel (un fichier par essai). Par la suite, le logiciel RStudio a été utilisé pour traiter les données. Il s'agit d'un environnement de développement intégré spécifiquement conçu pour le langage de programmation R, largement utilisé pour l'analyse statistique et la visualisation des données.

Des ANOVA³³ (analyse de la variance) à deux facteurs ont été réalisées pour déterminer si les deux facteurs et leur interaction avaient un effet significatif sur la variable mesurée. Des tests de Tukey ont ensuite été réalisés pour comparer deux à deux, les moyennes des différents niveaux d'un même facteur. Ces tests de comparaisons multiples permettent de déterminer si la différence entre les moyennes de deux niveaux d'un même facteur est significative ou non. Le test de Tukey attribue ensuite une lettre à chaque niveau du facteur. Les niveaux d'un facteur ayant des lettres strictement différentes sont significativement différents entre eux. Lorsque plusieurs tests statistiques sont effectués, le risque global de faire au moins une erreur de Type I³⁴ augmente. Le test de Tukey est conçu pour maintenir le niveau global de risque (ou taux d'erreur de Type I) à un seuil spécifié, généralement 5% ($\alpha = 0.05$), même dans le cas de nombreuses comparaisons multiples.

La p-valeur des différents tests permet de classer les résultats selon qu'ils soient significatifs ($p < 0.05$), hautement significatifs ($p < 0.01$) ou très hautement significatifs ($p < 0.001$).

³³ Dans une ANOVA (Analysis of variance), la variabilité totale est décomposée en la variance du modèle (effet individuel de chaque facteur et effet d'interaction entre les différents facteurs) et la variance résiduelle.

³⁴ L'erreur de Type I, est un concept fondamental en statistiques qui fait référence à la situation où un test statistique rejette une hypothèse nulle alors qu'en réalité, elle est vraie. Autrement dit, c'est le risque de conclure qu'il existe un effet ou une différence lorsqu'il n'en existe pas en réalité.

5. Résultats et discussion

5.1. Interculture

Dans cette partie, les effets d'un apport de digestat en été sur la biomasse des couverts végétaux et sur les quantités d'azote résiduel dans le sol seront analysés. L'apport de digestat en été n'ayant pas été étudié dans les essais d'Erquelinnes et de Beaumont, seules les données des essais de Marbisoux (2021 et 2023) et de Ligny (2019) seront traitées.

5.1.1 Biomasse des couverts d'interculture

Les couverts d'interculture ont bien valorisé l'apport de digestat avant leur implantation (Figure 22). Dans les trois essais, l'apport de digestat en été a permis d'augmenter la quantité de matière sèche produite par le couvert. Des différences significatives de 1,4 ; 1,1 et 0,7 t MS/ha ont été mesurées. Ces différentes valeurs représentent une accumulation d'azote supplémentaire de 44, 40 et 40 kg N/ha dans la biomasse des couverts ayant reçu du digestat en été. Un coefficient de 1,22 a été appliqué pour tenir compte de la part d'azote racinaire. Le couvert a valorisé respectivement 19 %, 25 % et 23 % de l'azote apporté par le digestat (Tableau 8). Selon les conditions climatiques et les pratiques agricoles, entre 30 et 50 % de l'azote fixé par un couvert est restitué à la culture suivante (COMIFER, 2002).

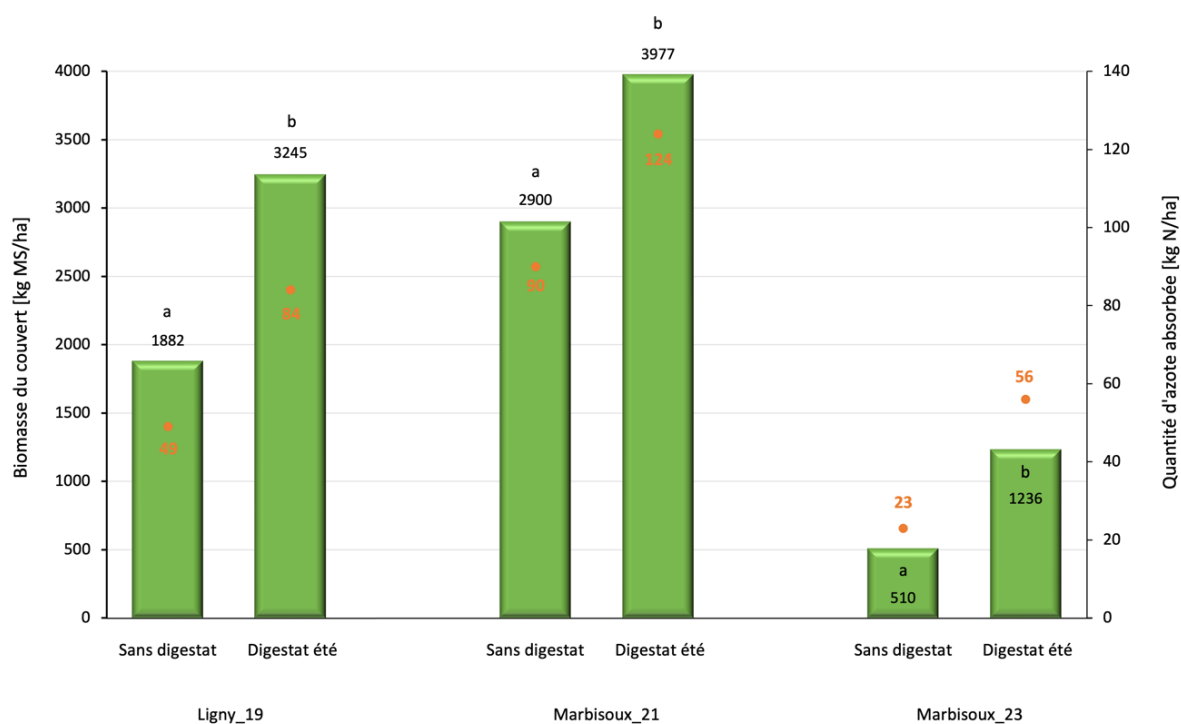


Figure 22 : Quantité de matière sèche produite et d'azote absorbée par les couverts d'interculture avec et sans apport de digestat en été

Dans l'essai de Marbisoux_23, il est intéressant de remarquer que l'accumulation d'azote supplémentaire dans la biomasse (40 kg N/ha) est similaire à celle observée à Ligny et à Marbisoux_21, malgré un couvert d'interculture moins développé. Cette similitude s'explique par une teneur en azote plus élevée dans la biomasse à Marbisoux_23 (4,5 %), contrairement aux autres sites où la teneur est de 2,6 % et 3,1 % (Tableau 10).

Tableau 10 : Pourcentage de l'azote total du digestat valorisé par le couvert

	Ligny_19	Marbisoux_21	Marbisoux_23
Gain de biomasse (aérienne) avec apport de digestat en été [kg MS/ha]	1363	1077	726
Teneur en N de la biomasse [%]	2,6	3,12	4,52
Accumulation d'N supplémentaire dans la biomasse (aérienne + racinaire) avec apport de digestat en été [kg N/ha]	44	40	40
N total apporté par le digestat en été [kg N/ha]	231	162	176
Pourcentage de l'azote du digestat valorisé par le couvert [%]	19	25	23

5.1.2 Effet CIPAN

Les reliquats d'azote minéral mesurés avant le semis de la CIPAN à Ligny, Marbisoux_21 et Marbisoux_23 s'élèvent respectivement à 48, 32 et 40 kg Nmin/ha (Figure 23). Les reliquats mesurés en fin de période d'APL, avec ou sans digestat, sont inférieurs aux niveaux mesurés avant l'implantation de la CIPAN. Ces observations témoignent de l'efficacité piège à nitrate du couvert implanté.

En fin de période d'APL, les niveaux d'azote minéral dans le profil sont plus élevés avec l'apport de digestat en été comparativement à ceux observés sans apport de digestat. Toutefois, dans les trois essais, les valeurs APL sont considérées conformes aux exigences réglementaires, quelle que soit la modalité appliquée.

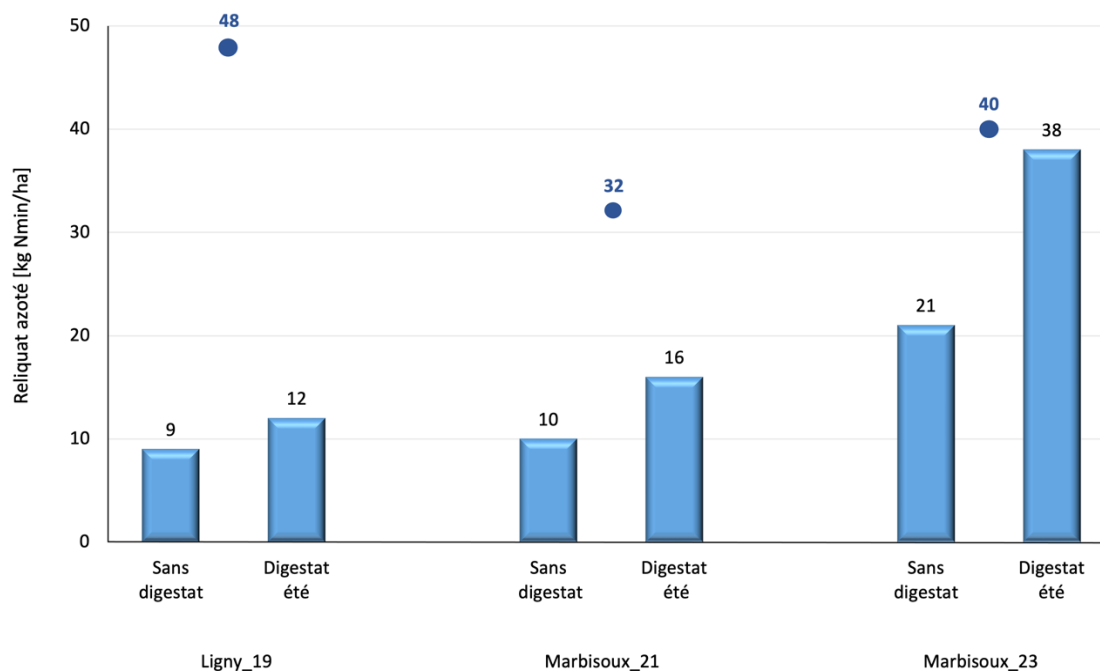


Figure 23 : Reliquats d'azote minéral mesurés en fin de période d'APL (couverture de sol obligatoire) avec et sans digestat apporté en été. Les points bleus correspondent aux reliquats d'azote minéral mesurés avant le semis de la CIPAN

5.2 Pommes de terre

Pour chaque variable mesurée, deux graphiques ont été réalisés : l'un pour analyser la réponse à la fertilisation organique et l'autre pour étudier la réponse à la fertilisation minérale. La réponse à l'interaction entre les deux formes d'engrais sera uniquement discutée pour les rendements en tubercules 35 mm+.

5.2.1 Rendement en tubercules de calibre supérieur à 35 mm

À l'exception de l'essai de 2019, les rendements sont élevés et proches des valeurs observées en Belgique (Tableau 11). Les températures extrêmement élevées et le déficit hydrique semblent avoir fortement pénalisé le rendement à Ligny en 2019, avec seulement 28,2 t/ha. Cependant, les rendements de 2019 observés en Belgique pour la même variété que celle de Ligny sont nettement supérieurs (+19,2 t/ha) à ceux obtenus dans l'essai de Ligny.

Tableau 11 : Comparaison entre les rendements des pommes de terre 35 mm+ en Belgique et les rendements 35 mm+ observés dans les essais de l'étude en fonction de l'année de l'essai et de la variété de pomme de terre étudiée

Variétés et années	Challenger - 2019	Fontane - 2021	Innovator - 2021	Fontane - 2022	Fontane - 2023
Rendements ¹ des pommes de terre en Belgique [t/ha]	47,4	48,1	47,5	43,4	49,2
Rendements observés dans l'essai de l'étude [t/ha]	28,2	49,1	52,5	44,2	49,9

¹ Source : FIWAP (Annexe 7)

Pour chaque essai, les analyses statistiques ont montré que l'interaction entre les deux facteurs (fertilisation organique et minérale) n'a pas d'influence significative sur la production de calibres supérieurs à 35 mm. Les modèles statistiques pour cette partie ont été réalisés sans interaction entre ces deux facteurs.

Fertilisation organique

Les analyses statistiques montrent que la fertilisation organique a un effet significatif sur la production des tubercules de calibre supérieur à 35 mm, à l'exception de l'essai de Marbisoux en 2023 (p-valeur = 0.2368).

Dans les cinq essais, l'application de digestat en été et au printemps a mené à une augmentation de la production de tubercules (Figure 24). A Marbisoux en 2023, ces augmentations ne sont pas significatives. Pour les autres essais, le rendement est significativement supérieur suite à un apport d'été par rapport à la modalité sans digestat. Quant à l'apport de printemps, il a permis d'augmenter significativement les rendements à Ligny, Erquelinnes et Beaumont.

Dans les essais de Marbisoux 2021 et 2023, l'application de digestat en été a permis des augmentations du rendement de 0,5 et 0,4 t/ha par rapport à l'apport de printemps. Les tests de Tukey montrent que ces différences ne sont pas significatives (p-valeurs = 0.9162 et 0.9779). Le troisième essai ayant évalué l'effet d'un apport de digestat en été montre un rendement plus faible qu'avec un apport de printemps, sans que cette différence ne soit significative (p-valeur = 0.4189).

En 2023, à Marbisoux, l'apport d'un digestat en été avant l'implantation de la CIPAN, contenant moins d'azote total et ammoniacal (176 kg d'N total dont 90 kg d'N-NH₄), a conduit à un rendement plus élevé que celui obtenu avec un apport au printemps, plus riche en azote total et ammoniacal (206 kg d'N total dont 104 kg d'N-NH₄).

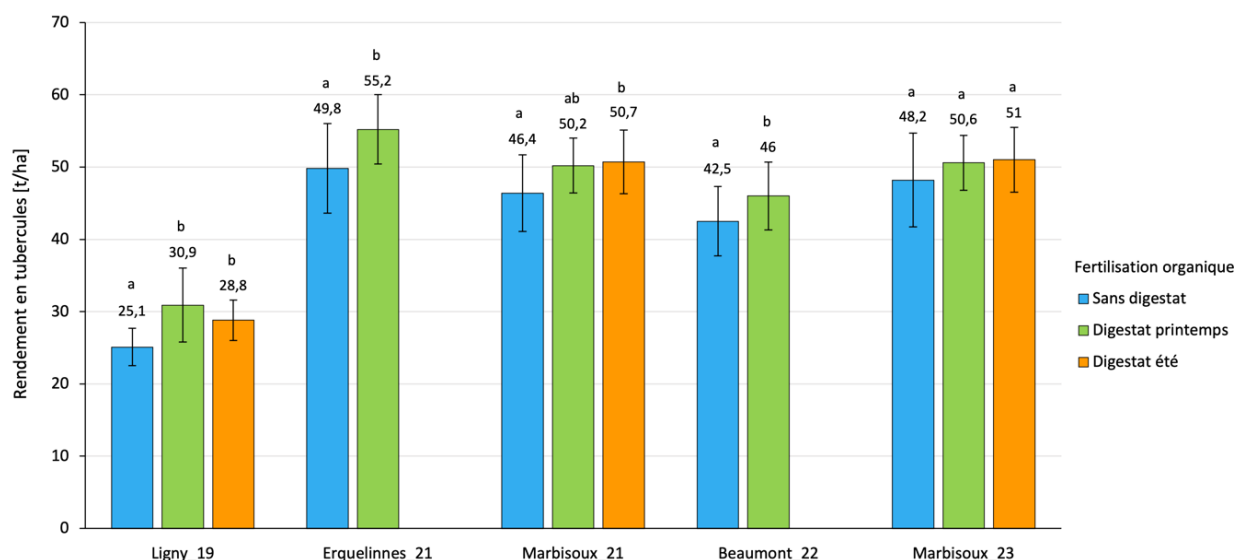


Figure 24 : Production de pommes de terre (calibre supérieur à 35 mm) en tonnes par hectare, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation organique

Les augmentations de rendement observées dans tous les essais après l'application de digestat sont attribuables à une disponibilité accrue en azote ammoniacal, directement assimilable par les cultures.

Sans tenir compte de l'essai de Ligny³⁵, l'apport de digestat en été avant la CIPAN semble légèrement plus efficace que l'apport de digestat au moment de la plantation des pommes de terre. Le digestat apporté au printemps étant un engrais organique riche en azote ammoniacal, cette observation est quelque peu inattendue.

Les conditions climatiques sont à prendre en considération dans l'interprétation de ces résultats. En effet, les deux essais de Marbisoux ont été marqués par des épisodes pluvieux intenses³⁶. Les pluies ont vraisemblablement réduit la teneur du sol en azote disponible pour la culture, affectant davantage les parcelles contenant plus d'azote minéral (cf. Figure 35, détaillée ultérieurement dans la partie sur les reliquats azotés). Par conséquent, les parcelles fertilisées avec du digestat au printemps ont perdu une plus grande quantité de nitrates par lixiviation comparativement à celles traitées avec du digestat d'été. En effet, l'azote des parcelles fertilisées avant l'implantation de la CIPAN a été partiellement valorisé par le couvert hivernal. Cela a réduit la quantité d'azote minéral lessivable lors des événements pluvieux

³⁵ Des facteurs extérieurs à l'essai ont entraîné un déficit de production conséquent qui a réduit les possibilités d'observer de manière optimale les effets des différents facteurs étudiés.

³⁶ Lors de l'essai de Marbisoux_21, l'été a été le plus humide jamais enregistré avec un excédent hydrique de 205 mm par rapport à la normale. Lors de l'essai de Marbisoux_23, des cumuls de précipitations supérieurs à la moyenne ont été mesurés. Au mois de juillet, pas moins de 21 jours de précipitations ont été enregistrés.

durant la croissance de la culture. De plus, les parcelles fertilisées avec du digestat l'été précédent la plantation des pommes de terre, ont bénéficié d'un effet fertilisant du couvert plus élevé. Ce dernier, plus développé et riche en azote, a permis une libération progressive d'azote minéral via la minéralisation. Ce processus a permis une restitution plus intense et régulière de l'azote, réduisant ainsi les pertes d'azote utile à la culture.

Fertilisation minérale

Les rendements en tubercules augmentent avec la fertilisation minérale jusqu'à une certaine dose d'azote, avant de diminuer (Figure 25). A l'exception des essais de Ligny et Marbisoux_21, le maximum de rendement n'est pas obtenu avec le niveau de fertilisation le plus élevé.

Cette diminution de rendement au-delà d'une certaine dose d'azote est en accord avec ce qui est rapporté dans la littérature. Une fertilisation azotée excessive pénalise les rendements (Chambenoit *et al.*, 2002). De trop fortes doses d'azote favorisent la croissance végétative, au détriment de la production de tubercules. Cette diminution de rendement peut également s'expliquer par un effet toxique des doses d'azote trop fortes, induisant un stress physiologique (Albornoz, 2016). Degan *et al.* (2019) ont rapporté qu'une surfertilisation azotée retarde l'initiation de la tubérisation, pénalisant les rendements.

Les analyses statistiques montrent que la fertilisation minérale n'a pas d'effet significatif sur la production des tubercules de calibre supérieur à 35 mm, à l'exception des deux essais de Marbisoux (p-valeurs = 5.3e-06 et 0.008). Pour les essais de 2021 et 2023, un apport de 100 kg N/ha a provoqué une augmentation significative du rendement par rapport au témoin non fertilisé, respectivement de 5,2 t/ha (p-valeur = 0.0041) et 5,7 t/ha (p-valeur = 0.0382). Les apports supérieurs à cette dose d'engrais minéral n'augmentent pas significativement la production.

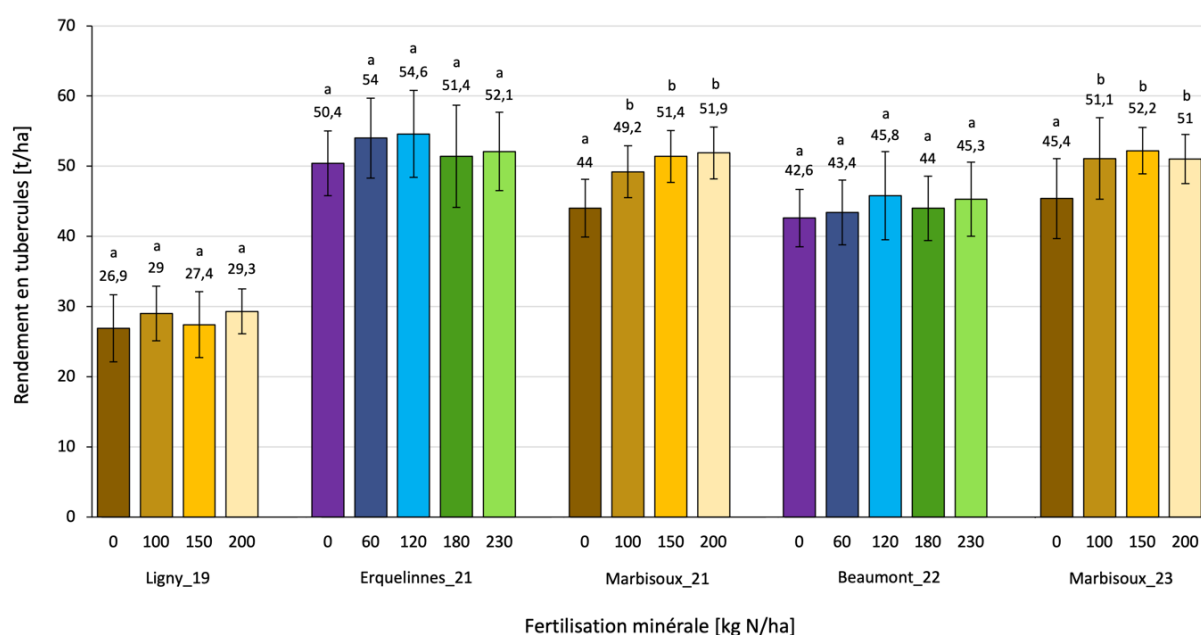


Figure 25 : Production de pommes de terre (calibre supérieur à 35 mm) en tonnes par hectare, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale

Interaction entre les différentes formes d'engrais

Lors de l'essai de Marbisoux en 2021, l'interaction entre les deux types de fertilisation a montré qu'un apport d'engrais minéral de 100 kg N/ha en complément du digestat d'été ou de printemps était suffisant pour obtenir un rendement statistiquement équivalent au rendement maximal (Figure 26). Des apports supérieurs à cette dose n'augmentent pas la production de manière significative. Lorsque la fertilisation est uniquement minérale, un apport de 150 kg N/ha est suffisant pour obtenir un rendement statistiquement équivalent au maximum.

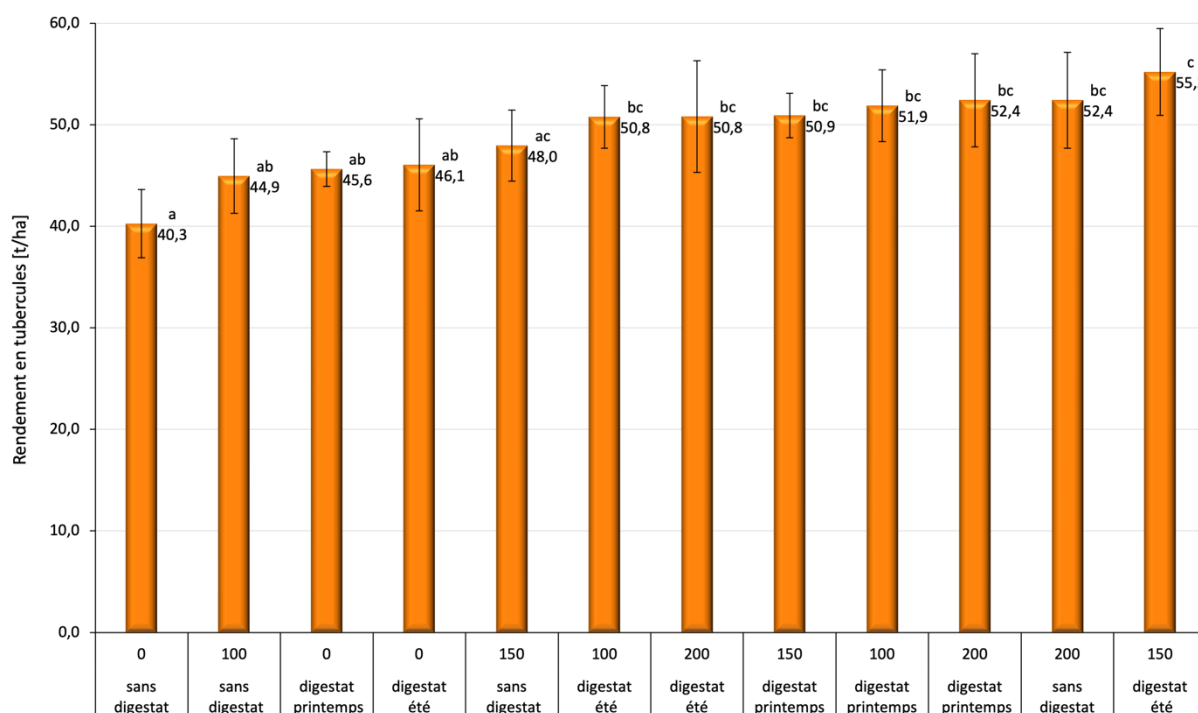


Figure 26 : Rendement en tubercules (calibre supérieur à 35 mm) en t/ha, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale et organique (essai de Marbisoux 2021)

Les résultats de l'essai de Marbisoux 2023 ont montré que l'apport de digestat d'été ou de printemps sans fertilisation minérale était suffisant pour obtenir un rendement statistiquement équivalent au rendement maximal. Lorsque la fertilisation est uniquement minérale, un apport de 100 kg N/ha est suffisant pour obtenir un rendement statistiquement équivalent au maximum.

Dans tous les essais, le traitement sans fertilisation (« sans digestat 0 ») a entraîné le rendement le plus faible. Ce résultat est cohérent étant donné que ce traitement correspond à celui qui amène le moins d'azote à la culture (apport nul).

Dans les expérimentations menées à Ligny, Beaumont et Erquelines, tous les traitements d'un même essai affichent un niveau de significativité similaire. Cette observation peut être attribuée aux écarts-types élevés associés à chaque moyenne, ce qui réduit la capacité à détecter des différences significatives entre les traitements.

Effet bloc

Parmi les cinq essais menés, les analyses statistiques ont révélé des effets de blocs pour deux d'entre eux (Erquelinnes et Marbisoux 2023). La présence d'effets de blocs signifie que le rendement varie de manière significative entre certains blocs des essais.

A Marbisoux 2023, le rendement en calibre supérieur à 35 mm dans le bloc 4 est significativement inférieur aux rendements des autres blocs de l'essai (Figure 27). La différence de rendement la plus importante est observée entre les blocs 1 et 4 (+ 10,3 t/ha ; p-valeur < 0.0001). A Erquelinnes, le rendement en calibre supérieur à 35 mm dans le bloc 3 est significativement inférieur aux rendements des autres blocs de l'essai (Figure 28). La différence de rendement la plus importante est observée entre les blocs 2 et 3 (+ 7,9 t/ha ; p-valeur = 0.0100).

Bloc	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL	\$contrasts				
						contrast	estimate	SE	df	t.ratio p.value
1	54.6	1.23	44	52.1	57.1	Bloc1 - Bloc2	3.830	1.74	44	2.197 0.1400
2	50.8	1.23	44	48.3	53.3	Bloc1 - Bloc3	4.526	1.74	44	2.596 0.0594
3	50.1	1.23	44	47.6	52.6	Bloc1 - Bloc4	10.348	1.74	44	5.936 <.0001
4	44.3	1.23	44	41.8	46.7	Bloc2 - Bloc3	0.696	1.74	44	0.399 0.9782
Confidence level used: 0.95						Bloc2 - Bloc4	6.518	1.74	44	3.739 0.0029
						Bloc3 - Bloc4	5.822	1.74	44	3.340 0.0090

Figure 27 : Test de Tukey sur les moyennes des rendements des différents blocs de l'essai de Marbisoux 2023

Bloc	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL	\$contrasts				
						contrast	estimate	SE	df	t.ratio p.value
1	54.9	1.77	27	51.3	58.5	Bloc1 - Bloc2	-0.434	2.5	27	-0.174 0.9835
2	55.3	1.77	27	51.7	58.9	Bloc1 - Bloc3	7.511	2.5	27	3.006 0.0151
3	47.4	1.77	27	43.7	51.0	Bloc2 - Bloc3	7.945	2.5	27	3.180 0.0100
Confidence level used: 0.95										

Figure 28 : Test de Tukey sur les moyennes des rendements des différents blocs de l'essai d'Erquelinnes

Conseils de fertilisation

A l'exception de trois cas, les doses d'azote « conseil » et « expérimentales » ne diffèrent que légèrement, avec une différence en valeur absolue ne dépassant pas 25 kg N/ha (Tableau 12). Dans l'ensemble, les doses expérimentales optimales sont donc en accord avec les doses conseillées par le Module Ferti culture de PROTECT'eau.

Tableau 12 : Comparaison des doses d'azote expérimentales menant au rendement maximal et des doses d'azotes conseil (obtenues via le Module Ferti culture de PROTECT'eau), calculées pour chaque essai et chaque niveau de fertilisation

Lorsque la différence (en valeur absolue) entre la dose expérimentale et la dose conseil pour un même niveau de fertilisation organique était inférieure à 25 kg N/ha, les deux cases correspondantes ont été colorées en vert.

Fertilisation organique	Doses d'azote [kg N/ha]	Ligny 2019	Erquelinnes 2021	Marbisoux 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
Digestat été	Doses d'azote expérimentales	109	X	128	X	128
	Doses d'azote conseil	103		105		120
Digestat printemps	Doses d'azote expérimentales	0	120	117	100	93
	Doses d'azote conseil	87	62	95	89	72
Sans digestat	Doses d'azote expérimentales	200	140	200	230	150
	Doses d'azote conseil	176	151	175	165	170

A Ligny, le conseil réalisé pour l'apport de digestat de printemps s'élève à 87 kg N/ha. Cette dose est bien supérieure à la dose de 0 kg N/ha, ayant permis le meilleur rendement de l'essai. Le rendement le plus élevé à Ligny, avec apport de digestat de printemps, a été obtenu sans fertilisation minérale (32 t/ha) alors que le rendement le plus faible a été obtenu avec la dose d'azote la plus élevée (29,7 t/ha). Ces résultats contradictoires s'expliquent par des facteurs extérieurs à l'essai qui ont entraîné un déficit de production important et ont réduit les possibilités d'observer de manière optimale les effets des facteurs étudiés. Pour un niveau de facteur donné, les mesures de rendement ont présenté une variabilité notable. Cela s'est confirmé lors du calcul des écarts-types.

A Erquelinnes, le conseil réalisé pour l'apport de digestat de printemps s'élève à 62 kg N/ha. Cet apport permet d'atteindre un rendement inférieur au maximum observé (-6,3 t/ha), atteint avec une dose d'azote de 120 kg N/ha. Cette différence de rendement n'est pas significative (p-valeur = 0.955). Cet écart entre la dose conseil et la dose expérimentale peut s'expliquer par les conditions climatiques très humides lors de l'année 2021. Sur les 137 jours de croissance, 408 mm de précipitations sont tombés. Une part considérable de l'azote ammoniacal apporté par le digestat au printemps a probablement été lixiviée, ce qui a réduit la disponibilité d'azote pour les plantes. Par conséquent, une dose d'azote expérimentale plus élevée que la dose conseil a été nécessaire pour compenser cette perte par lixiviation et assurer un apport d'azote suffisant pour atteindre le rendement observé.

A Beaumont, le conseil établi sans apport organique s'élève à 165 kg N/ha. Cet apport permet d'atteindre un rendement inférieur au maximum observé (-3 t/ha). Cette différence n'est cependant pas significative.

Efficacité du digestat

Les coefficients apparents d'utilisation de l'azote du digestat et de l'ammonitrate ont été calculés sur base des rendements des calibres supérieurs à 35 mm. Les CAU mesurés sur l'ensemble des essais sont faibles. Les moyennes des CAU sont de 5 %, 3 % et 3,8 % respectivement pour l'engrais minéral, le digestat d'été et le digestat de printemps (Tableau 13). Pour chaque essai, le CAU du digestat d'été est plus faible que le CAU de l'engrais minéral. A Ligny et à Beaumont, le CAU du digestat de printemps est supérieur au CAU de l'engrais minéral. A l'exception de l'essai de Marbisoux 2021, le CAU du digestat de printemps est plus élevé que celui du digestat d'été.

Tableau 13 : Coefficients apparents d'utilisation de l'azote (CAU) de l'ammonitrate et du digestat dans les différents essais

	Ligny 2019	Marbisoux 2021	Erquelinnes 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
CAU sans digestat	3,1%	6,1%	4,6%	2,5%	8,9%
CAU digestat été	1,9%	3,6%			3,8%
CAU digestat printemps	5,2%	3,2%	3,5%	2,7%	4,4%

Lors des essais menés à Ligny et Beaumont, les coefficients d'équivalence engrais minéral du digestat appliqué au printemps sont supérieurs à 100 % (Tableau 14). Sans tenir compte de ces deux valeurs, les moyennes des Kéq sont de 54 % et 59 % respectivement pour le digestat apporté en été et pour celui de printemps. L'essai de Marbisoux en 2023 présente les Kéq les plus faibles pour les deux périodes d'application.

Les valeurs de Kéq calculées dans les essais de Ligny et Beaumont suite à l'apport de digestat de printemps sont incohérentes. Il est théoriquement impossible d'obtenir des valeurs supérieures à 100%. Pour l'essai de Ligny, le rendement maximal a été obtenu avec un apport de digestat au printemps avec le niveau de fertilisation minérale le plus faible. Ce résultat est surprenant et contre-intuitif. Le CAU du digestat apporté au printemps est par conséquent plus élevé dans cet essai, expliquant cette valeur de Kéq supérieur à 100 %. Le rendement plus élevé obtenu sans fertilisation minérale est dû à des facteurs extérieurs à l'essai qui ont

entraîné un déficit de production important et ont réduit les possibilités d'observer de manière optimale les effets des facteurs étudiés. Les écarts-types élevés associés aux moyennes rendent ces dernières peu fiables pour l'interprétation des résultats. Quant à l'essai de Beaumont, le fait que le rendement n'ait que peu augmenté en passant de la dose nulle à la dose la plus élevée d'engrais minéral suggère un faible CAU pour cet engrais. Par conséquent, le Kéq de l'apport du digestat au printemps est plus important.

Tableau 14 : Coefficients d'équivalence engrais minéral (Kéq) du digestat dans les différents essais

	Ligny 2019	Marbisoux 2021	Erquelines 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
Kéq digestat été	61%	59%			43%
Kéq digestat printemps	168%	52%	76%	107%	50%

Les coefficients apparents d'utilisation de l'azote faibles peuvent être expliqués par les rendements élevés observés en absence d'apport de fertilisant. Ces valeurs faibles peuvent également être expliquées par un faible volume de sol prospecté par les racines des plants de pomme de terre, réduisant l'efficacité d'absorption de l'azote (Chambenoit, 2022). Pour augmenter les valeurs des CAU, Vos (1999) propose de fractionner l'apport d'azote. Cette technique permet d'apporter l'engrais au moment où la culture présente les vitesses d'absorption de l'azote les plus élevées, engendrant une meilleure utilisation de l'azote minéral et réduisant la lixiviation du nitrate. L'efficacité de la fertilisation azotée dépend de plusieurs facteurs : les dates d'apport, le climat, le type d'intrants ou encore de la vitesse de minéralisation de la fraction organique de l'azote dans le cas d'un engrais organique.

En excluant les deux résultats supérieurs à 100 %, le Kéq moyen pour l'apport de printemps (59 %) est comparable à celui recensé dans la littérature. Reibel (2018) rapporte un Kéq du digestat brut de 65 % en culture de pomme de terre. Le Kéq moyen pour l'apport d'été (54 %) ne peut être comparé à des valeurs de référence car la littérature scientifique ne propose pas de données pour un apport réalisé à l'été, avant l'implantation d'une CIPAN.

Les CAU, utilisés pour calculer les Kéq, sont déterminés en se basant uniquement sur la quantité totale d'azote présente dans le digestat. Bien que l'azote ammoniacal, qui est la forme d'azote directement assimilable par les plantes et donc la plus influente sur les rendements, soit inclus dans l'azote total, il n'est pas spécifiquement pris en compte dans le calcul. À Marbisoux en 2021, le Kéq a été observé comme étant plus élevé lors des apports d'été par rapport aux apports de printemps. Le digestat appliqué avant la CIPAN (apport d'été) contenait 57 % d'azote minéral, tandis que celui appliqué avant la plantation des pommes de

terre (apport de printemps) en contenait seulement 46 % (Tableau 8). Ainsi, le calcul du Kéq basé sur les CAU est influencé par la quantité totale d'azote, mais ne reflète pas nécessairement la quantité d'azote ammoniacal disponible. Il est donc crucial de considérer la teneur en azote ammoniacal dans l'interprétation des résultats. Dans les trois essais ayant étudié l'effet d'un apport d'été, le Kéq le plus élevé est obtenu avec l'apport de digestat qui contenait la teneur en azote ammoniacal la plus élevée.

Outre le contenu en azote minéral, la valeur du Kéq est influencée par les conditions climatiques, le phénomène de volatilisation de l'azote ammoniacal ou encore la vitesse de minéralisation de la fraction organique de l'azote du digestat. Cependant, dans le cas du digestat brut, l'azote organique n'est pratiquement pas minéralisé en première année d'application (Michaux *et al.*, 2019).

5.2.2 Pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm

Pour chaque essai, les analyses statistiques ont montré que l'interaction entre les deux facteurs (fertilisation organique et minérale) n'a pas d'influence significative sur le pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm. Les modèles statistiques pour cette partie ont été réalisés sans interaction entre ces deux facteurs.

Fertilisation organique

Les analyses statistiques permettent de mettre en évidence le gain significatif des fertilisations organiques dans les proportions de gros calibres, à l'exception de l'essai de Beaumont (p-valeur = 0.1091).

Dans les cinq essais, l'application de digestat en été et au printemps a mené à une augmentation du pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm (Figure 29). A Ligny et à Beaumont, ces augmentations ne sont pas significatives. Pour les autres essais, le rendement est significativement supérieur suite à un apport d'été par rapport à la modalité sans digestat. Quant à l'apport de printemps, il a permis d'augmenter significativement le rendement à Erquelinnes et à Marbisoux_23.

Dans les essais de Ligny et Marbisoux_23, l'application de digestat au printemps a conduit à des augmentations du pourcentage de gros calibres de 3,7 % et 0,4 % par rapport à l'apport d'été. Les tests de Tukey montrent que ces différences ne sont pas significatives (p-valeurs = 0.4585 et 0.9601). A Marbisoux_21 l'apport de digestat d'été a mené à une augmentation du

pourcentage de gros calibres, par rapport à l'apport de printemps (+ 2,5%). Cette différence n'est pas significative (p-valeur = 0.1171).

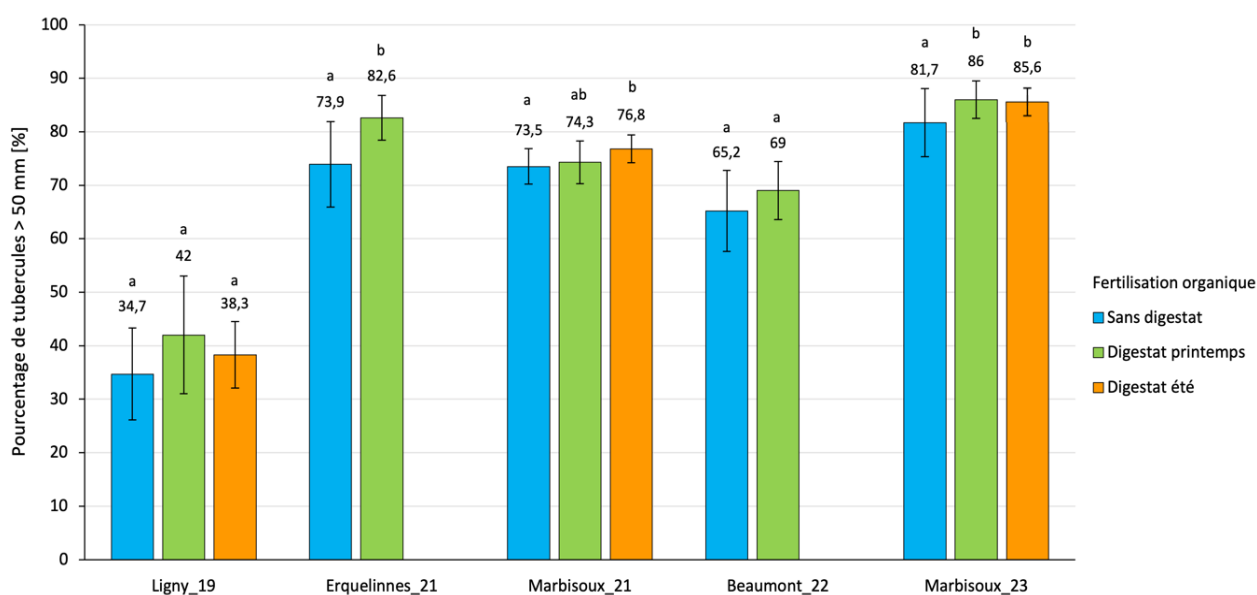


Figure 29 : Pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation organique

Fertilisation minérale

Les analyses statistiques montrent que la fertilisation minérale n'a pas d'effet significatif sur le pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm, à l'exception de l'essai de Marbisoux_23 (p-valeur = 0.0406).

Les pourcentages de gros calibres augmentent avec la fertilisation minérale jusqu'à une certaine dose d'azote, avant de diminuer (Figure 30). A l'exception des essais de Ligny_19 et Marbisoux_21, le pourcentage maximal n'est pas obtenu avec le niveau de fertilisation le plus élevé.

Les pourcentages les plus élevés ont été observés à Marbisoux en 2023, avec une moyenne de 84,4 %. Alors qu'à Ligny, la proportion de tubercules de calibre supérieur à 50 mm ne s'élève qu'à 38,4 %.

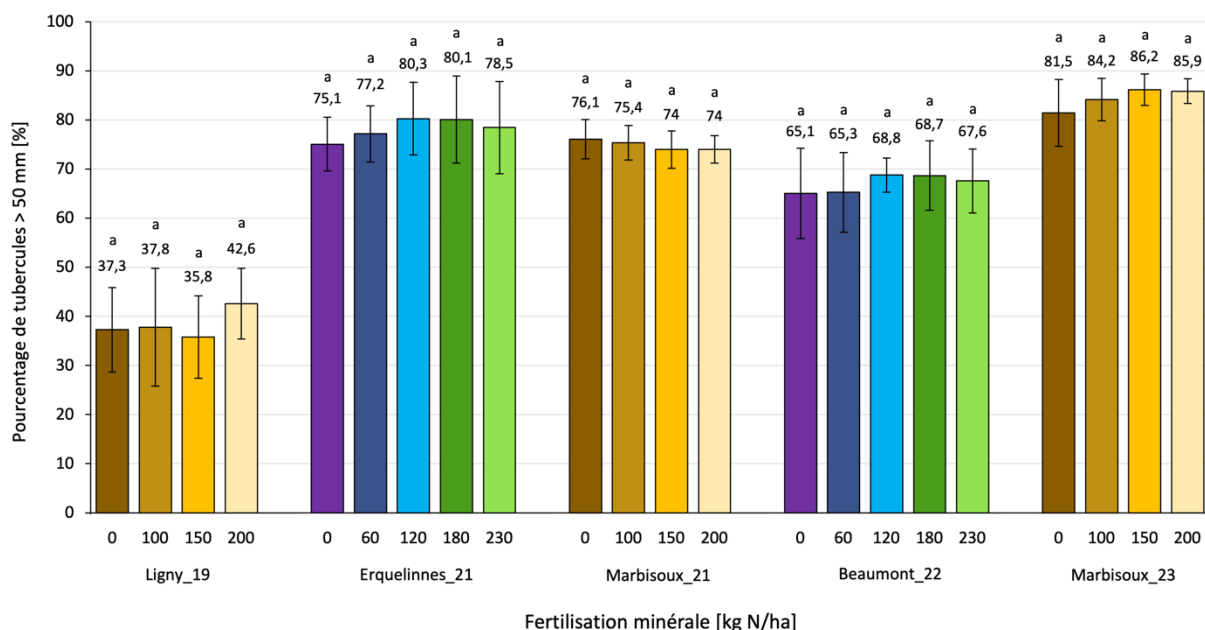


Figure 30 : Pourcentage de tubercules de calibre supérieur à 50 mm, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale

Cette augmentation de la proportion des gros calibres avec la fertilisation azotée jusqu'à une certaine dose a été rapportée par Degan *et al.* (2019). Les observations semblent montrer que la dose d'azote optimale maximisant le rendement total correspond aussi à la dose maximisant la proportion des calibres supérieurs à 50 mm. Ce constat a été rapporté par d'autres études dans la littérature scientifique (Chambenoit *et al.*, 2022 ; Degan *et al.*, 2019).

5.2.3 Teneur en matière sèche

Pour chaque essai, les analyses statistiques ont révélé que l'interaction entre la fertilisation organique et minérale n'avait pas d'effet significatif sur la teneur en matière sèche des tubercules. Par conséquent, les modèles statistiques pour cette partie ont été réalisés sans prendre en compte l'interaction entre ces deux facteurs.

Fertilisation organique

Les analyses statistiques montrent que la fertilisation organique a un effet significatif sur la teneur en matière sèche des tubercules, à l'exception de l'essai de Ligny (p-valeur = 0.2666).

Dans tous les essais, l'application de digestat a mené à une réduction de la teneur en matière sèche des tubercules (Figure 31). À l'exception de l'essai de Ligny, la fertilisation avec du

digestat appliqué au printemps réduit significativement la teneur en matière sèche des tubercules par rapport à la fertilisation uniquement minérale. La teneur en matière sèche étant corrélée négativement avec la quantité d'azote disponible pour la culture (Chambenoit *et al.*, 2002), cette réduction de teneur en matière sèche suite à un apport d'azote ammoniacal est cohérente.

Quant à l'apport d'été, il a permis de réduire significativement la teneur en matière sèche à Marbisoux_21 (- 0,6 % ; p-valeur = 0.0049). En revanche, les diminutions observées à Ligny et à Marbisoux_23 ne sont pas significatives.

L'application de digestat au printemps a permis des réductions de la teneur en matière sèche de 0,9 et 2,9 % par rapport à l'apport d'été, dans les essais de Marbisoux 2021 et 2023. Les tests de Tukey montrent que ces différences sont significatives (p-valeur < 0.0001 et p-valeur = 0.0001). À Ligny, la teneur en matière sèche suite à un apport de digestat au printemps est plus élevée qu'avec un apport en été, mais cette différence n'est pas significative (p-valeur = 0.9418). Les teneurs en matière sèche plus élevées observées après l'apport de digestat d'été, comparé à celui de printemps pourraient être dues à une quantité d'azote minéral dans le sol plus faible. Étant donné que la teneur en matière sèche et la fertilisation azotée sont corrélées négativement, l'apport de digestat en été a mené à des teneurs en matière sèche plus élevées.

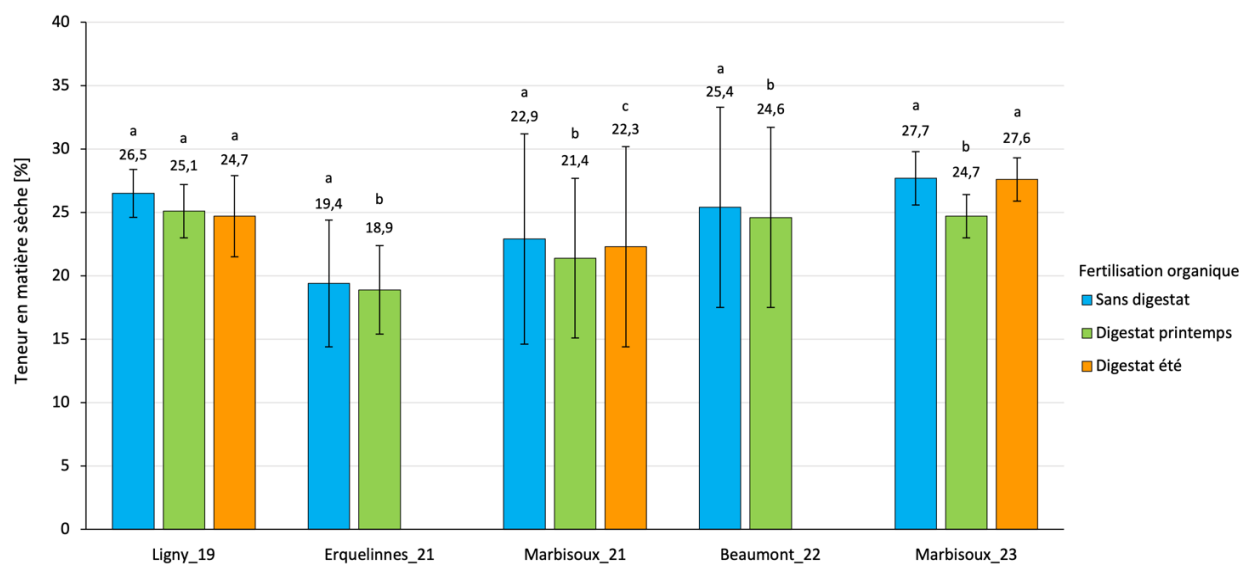


Figure 31 : Teneur en matière sèche des tubercules, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation organique

Fertilisation minérale

Les analyses statistiques montrent que la fertilisation minérale n'a pas d'effet significatif sur la teneur en matière sèche des tubercules, à l'exception des deux essais de Marbisoux (p-valeurs = 5.2e-09 et 0.0258).

Pour l'essai de 2021, un apport de 100 kg N/ha a provoqué une diminution significative de la teneur en matière sèche par rapport au témoin non fertilisé de 1,2 % (p-valeur < 0.0001) (Figure 32). Les apports supérieurs à cette dose d'engrais minéral n'augmentent pas significativement la teneur en matière sèche. Pour l'essai de 2023, seul l'apport de 150 kg N/ha a provoqué une diminution significative de la teneur en matière sèche par rapport au témoin non fertilisé de 2,1 % (p-valeur = 0.0295).

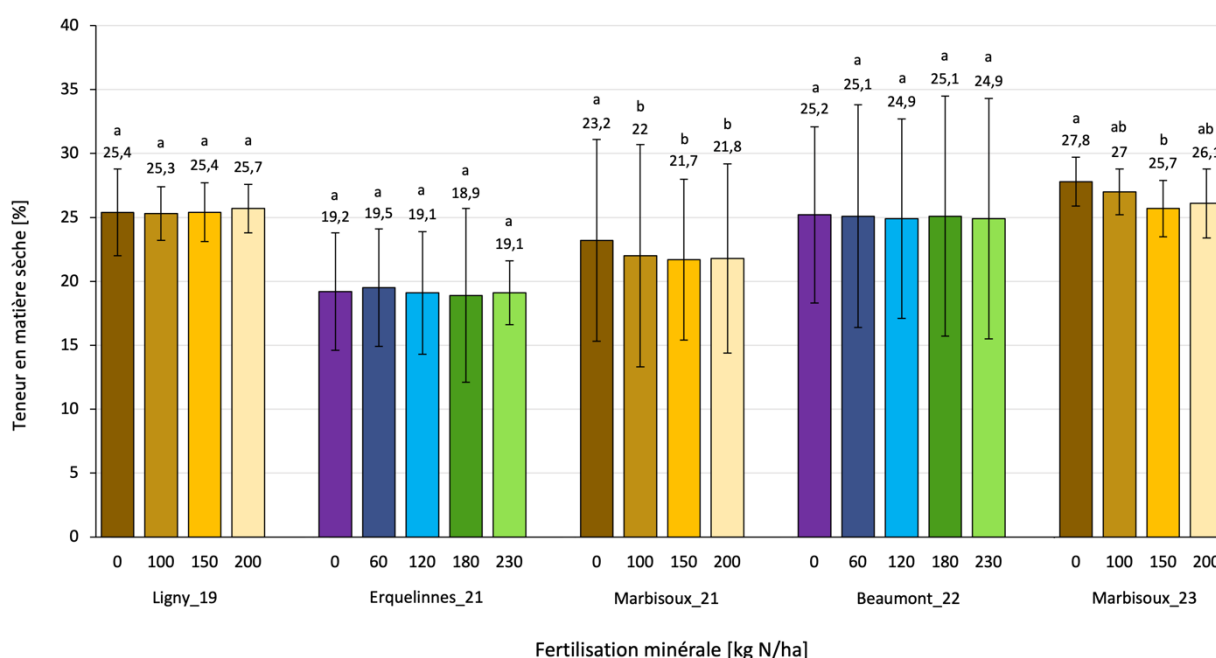


Figure 32 : Teneur en matière sèche des tubercules, moyennes et écarts-types en fonction de la fertilisation minérale

La diminution de la teneur en matière sèche des tubercules en réponse à l'augmentation des doses d'azote rejoint les résultats observés dans d'autres études (Jenkins & Nelson, 1992 ; Maltas *et al.*, 2018). Cette diminution s'explique par une redirection des assimilats vers la croissance foliaire, au détriment de la synthèse et de l'accumulation de réserves dans les tubercules (Taiz & Zeiger, 2003). Toutefois, d'autres facteurs tels que les conditions climatiques, la variété cultivée et l'alimentation hydrique peuvent influencer la teneur en matière sèche des tubercules (Degan *et al.*, 2019).

Gravouelle (2007) rapporte que la teneur en matière sèche des tubercules est sensible aux conditions climatiques : elle diminue dans des environnements humides et augmente dans des environnements secs. Ces résultats expliquent les faibles teneurs observées à Erquelinnes (conditions humides) et les teneurs élevées à Ligny, Beaumont et Marbisoux_23 (climat sec). Taiz et Zeiger (2003) ont détaillé les mécanismes physiologiques responsables de cette différence de matière sèche en fonction des conditions climatiques : la sécheresse stimule la synthèse et l'accumulation de substances sèches dans les tubercules afin de maintenir la turgescence des cellules. Inversement, l'humidité réduit ce besoin et favorise une dilution des substances sèches.

5.3 Reliquats azotés

5.3.1 Reliquats azotés en sortie d'hiver

Des mesures de reliquats azotés ont été réalisées en sortie d'hiver (le 18/03/2019 à Ligny et le 30/03/2021 à Marbisoux). Les parcelles fertilisées avec du digestat en été affichent un reliquat azoté significativement plus élevé (Figure 33). Ces parcelles ont accumulé plus de biomasse. Le processus de minéralisation étant plus intense, une quantité plus importante d'azote disponible dans le sol est libérée. Les parcelles traitées avec du digestat à Ligny et Marbisoux présentent un reliquat enrichi respectivement de + 44 et + 35 kg Nmin/ha. Ces valeurs sont comparables aux quantités d'azote supplémentaire fixées par le couvert suite à l'apport de digestat (+ 44 et + 40 kg Nmin/ha).

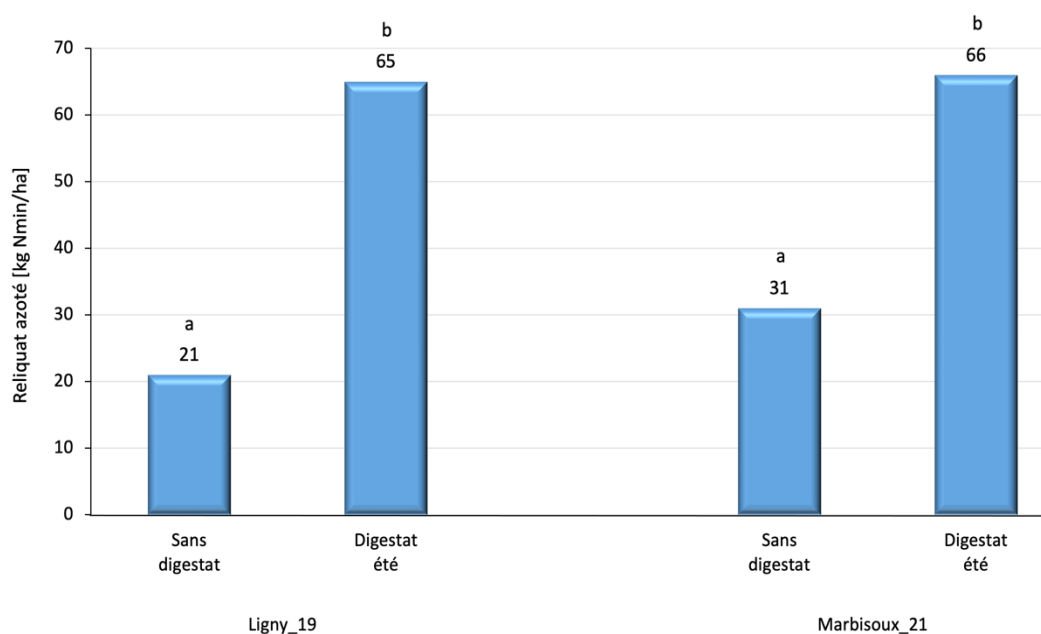


Figure 33 : Reliquats d'azote minéral mesurés en sortie d'hiver, avec ou sans digestat appliqué en été. Les données pour l'essai de Marbisoux 2023 ne sont pas disponibles

5.3.2 Reliquats azotés à la plantation

Des mesures de reliquats azotés ont été réalisées au moment de la plantation des pommes de terre. Elles permettent de déterminer la quantité d'azote disponible dans le sol au départ de la culture (Figure 34). Lors de la plantation, des différences significatives de 35, 31 et 22 kg Nmin/ha entre les parcelles fertilisées avec du digestat et celles sans digestat ont été respectivement mesurées à Ligny, Marbisoux_21 et Marbisoux_23. A Ligny, les reliquats à la plantation pour les objets sans digestat et avec digestat d'été ont augmenté de 21 et 12 kg Nmin/ha depuis la mesure en sortie d'hiver, 37 jours plus tôt. Cette accumulation d'azote dans le profil est le résultat de la minéralisation intervenue depuis la mesure des reliquats en sortie d'hiver.

Pour l'essai de Marbisoux en 2021, les quantités d'azote dans le profil n'ont quasiment pas évolué depuis la mesure en sortie d'hiver, excepté pour les parcelles ayant reçu du digestat de printemps (juste avant la plantation). Pour ces parcelles, le reliquat mesuré est de 67 kg Nmin/ha, un niveau strictement identique au reliquat mesuré dans les parcelles ayant reçu du digestat en été. L'apport de digestat de printemps a mené à une augmentation d'environ 30 kg Nmin/ha par rapport à l'objet non fertilisé. Cela correspond à environ 40 % de l'azote ammoniacal contenu dans le digestat épandu.

Dans les trois essais, l'azote minéral contenu dans le profil se situe majoritairement dans le premier horizon (0-30 cm) (Figure 34). Celui-ci contient davantage d'azote minéral à Marbisoux après l'apport de digestat au printemps par rapport à l'apport d'été, alors que les reliquats azotés sur 90 cm sont identiques.

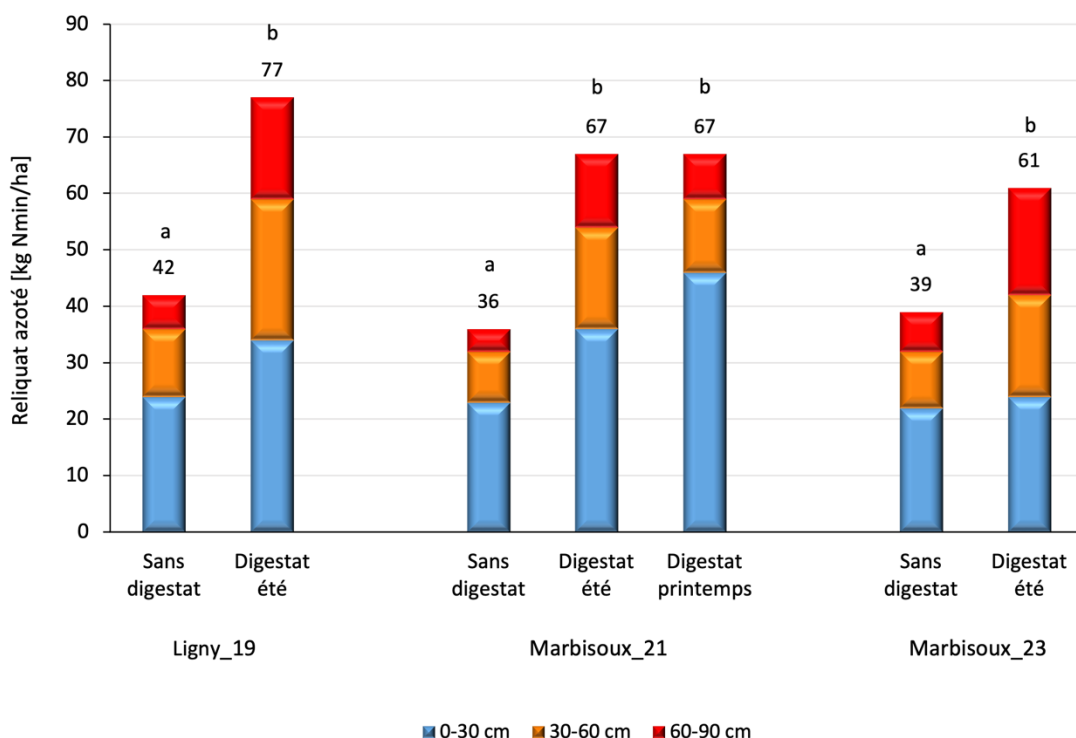


Figure 34 : Reliquats d'azote minéral sur 90 cm mesurés à la plantation des pommes de terre, avec ou sans digestat apporté à l'été précédent

5.3.3 Reliquats en sols nus

Les reliquats en sols nus sont mesurés en parcelles non couvertes, sans pommes de terre, sans butte et sans fertilisation minérale. Ils permettent d'estimer la minéralisation de la matière organique durant la période de végétation. Ces mesures ont également permis de confronter les niveaux d'azote résiduel dans le sol suite aux apports d'été et de printemps, tout au long de la saison de culture. Parmi les trois essais ayant étudié l'effet du digestat d'été, seuls ceux de Marbisoux ont été retenus pour l'analyse. Les résultats de Ligny montrent une augmentation très forte en début d'été. Par la suite, des valeurs très élevées avec l'objet « digestat printemps » ont été mesurées et soulèvent des questions : 516, 273 et 309 kg Nmin/ha. L'erreur dans la mesure est potentiellement plus élevée avec des grandes valeurs, d'autant plus qu'il n'y a pas eu de répétition dans l'échantillonnage. Les tendances observées à Marbisoux 2021 et 2023 étant similaires, seul l'essai de 2021 sera discuté dans cette partie. L'essai de 2023 est présent en annexe de ce rapport (Annexe 8).

Les reliquats mesurés montrent une très forte augmentation en fin de printemps, synonyme d'une minéralisation intense (Figure 35). La minéralisation de la matière organique du sol est en moyenne de 95 kg Nmin/ha entre le 30/04 (plantation) et le 10/06. Fin juin, le reliquat le

plus élevé est logiquement atteint avec l'objet « digestat printemps », amené juste avant la plantation. Lors de la mesure suivante (19/07), les trois objets montrent une perte considérable d'azote dans le premier horizon au profit des horizons plus profonds (Figure 35). Cette lixiviation est due aux fortes pluies enregistrées durant cette période. En août, les reliquats dans le premier horizon augmentent à nouveau (+ 36 kg N/ha) mais les quantités d'azote résiduel mesurées dans les horizons plus profonds indiquent clairement que le lessivage est trop important pour pouvoir comparer les différents objets. Au cours de la saison culturale, les reliquats des parcelles avec apport de printemps sont supérieurs à ceux des parcelles fertilisées l'été précédent. Cependant, aucune de ces augmentations n'est significative. Cette même observation s'applique à l'essai de 2021.

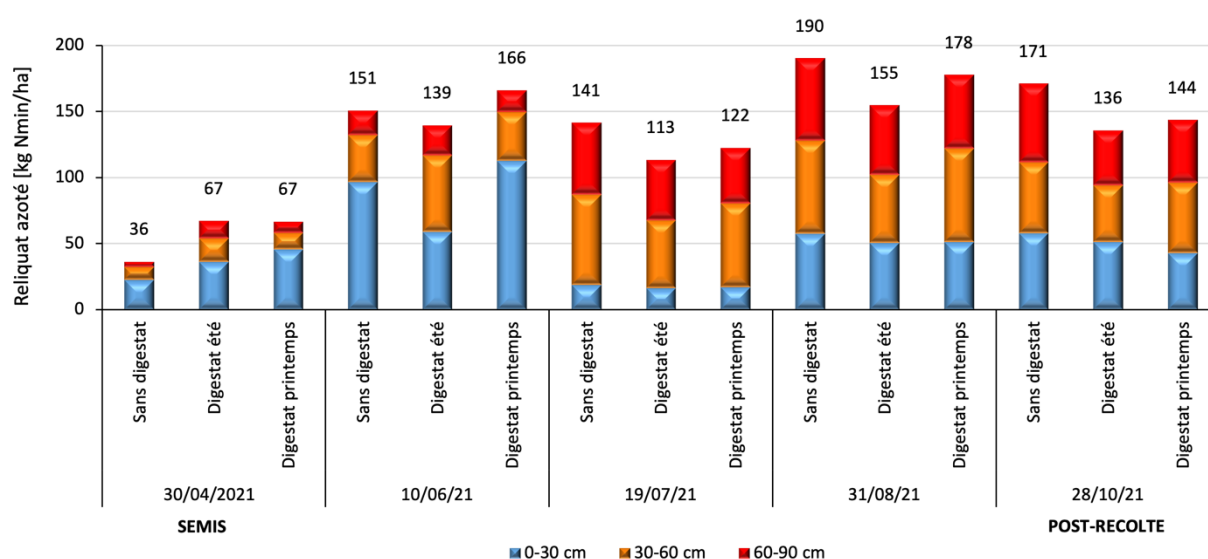


Figure 35 : Reliquats d'azote minéral mesurés en parcelles de sol nu en cours de saison culturale, sans fertilisation minérale, avec digestat d'été ou de printemps (essai de Marbisoux 2021)

5.3.4 Reliquats azotés après récolte

Pour trois essais, selon les analyses statistiques, l'interaction entre les deux formes de fertilisation a un effet significatif sur les quantités d'azote minéral mesurées après la récolte. Dans les deux autres essais, cet effet n'est pas significatif (Erquelinnes : p-valeur = 0.9394 et Marbisoux 2023 : p-valeur = 0.3392).

Fertilisation organique

Dans tous les essais, les analyses statistiques ont mis en évidence un impact significatif de la fertilisation organique sur l'APL.

La Figure 36 montre que les valeurs observées pour les trois objets à Ligny sont très élevées, dépassant largement le seuil d'intervention fixé à 144 kg N-NO₃⁻/ha (Tableau 15) à cette date pour cet essai. Dans tous les essais, le digestat de printemps entraîne un reliquat azoté significativement plus élevé par rapport aux autres objets (apport d'été et fertilisation uniquement minérale). Dans les essais de Ligny et Marbisoux_23, le digestat appliqué en été a conduit à un reliquat azoté inférieur à celui du traitement sans digestat, bien que cette différence ne soit pas significative. A l'exception de l'essai d'Erquelinnes, l'apport de printemps a entraîné un APL supérieur à l'APL de référence. L'apport d'été a entraîné un APL supérieur à l'APL de référence à Ligny et Marbisoux_21. L'APL mesuré à Marbisoux_23 est conforme. Lorsque l'essai de Ligny n'est pas pris en compte et que les valeurs APL sont comparées au seuil d'intervention, seules les valeurs APL de Marbisoux_21 et Beaumont avec apport de printemps sont non conformes. Toutes les autres valeurs sont conformes d'après l'Arrêté « APL »³⁷.

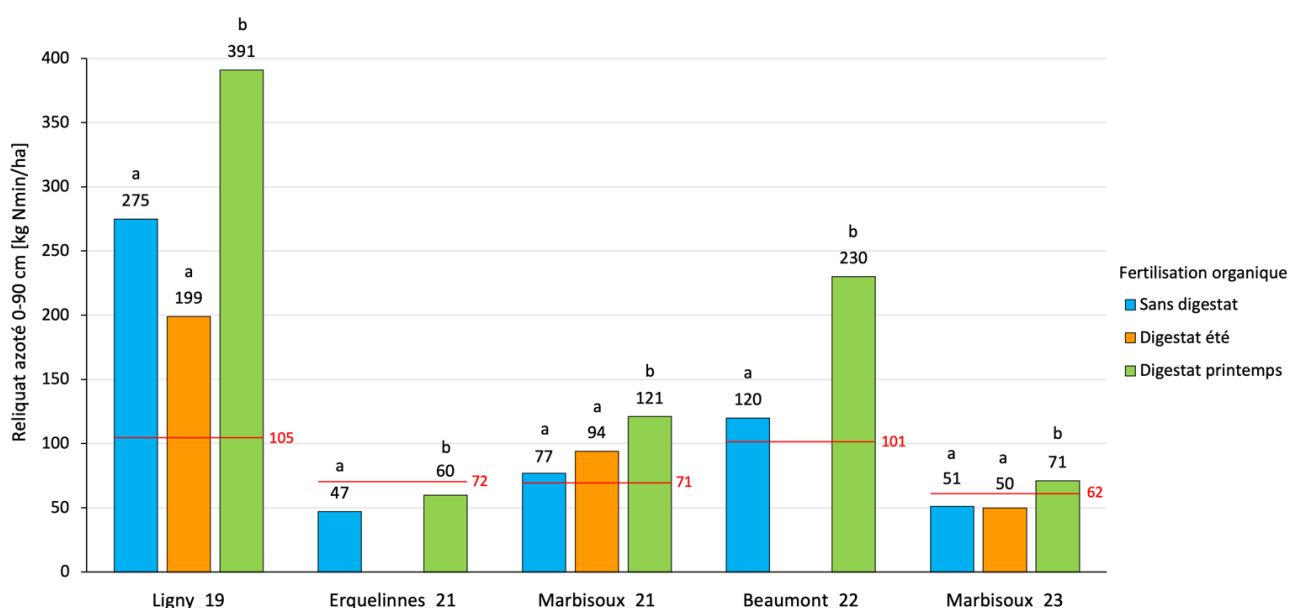


Figure 36 : Reliquats d'azote minéral mesurés après récolte des pommes de terre en fonction de la fertilisation organique. Les lignes rouges représentent les références APL

³⁷ Arrêté ministériel portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie réglementaire du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau (M.B. 13.03.2013).

La non-conformité des mesures APL suite à l'apport de digestat au printemps peut s'expliquer par une fourniture d'azote ammoniacal trop importante par rapport aux besoins de la culture en début du cycle de croissance et tout au long de la culture. Entre le moment de l'épandage du digestat et une dizaine de jours après la levée des plants, l'absorption d'azote par la culture est nulle. Par la suite, le prélèvement d'azote par le système racinaire sera progressif. Tout cet azote ammoniacal non absorbé par la culture est soumis à la lixiviation en cas d'épisodes pluvieux.

L'apport de digestat en été n'entraîne pas d'augmentation significative des reliquats azotés par rapport à une situation sans apport. Tout au long du cycle de croissance, la quantité d'azote disponible pour la culture était inférieure suite à l'apport d'été comparé à l'apport de printemps. Le processus de minéralisation suite à la destruction du couvert enrichi en azote permet une libération progressive de l'azote, mieux synchronisée avec les besoins de la culture et réduisant les risques de pertes par lixiviation.

Tableau 15 : Médiane, centile 66 et seuil d'intervention des reliquats azotés mesurés dans les parcelles du SSA en fonction des dates de prélèvement

	Ligny 2019	Marbisoux 2021	Erquelinnes 2021	Beaumont 2022	Marbisoux 2023
Date de prélèvement APL post-récolte	29/10/19	28/10/21	12/10/21	6/10/22	1/12/23
Médiane (Référence APL) (0-90cm) [kg NO ₃ /ha]	105	71	72	101	62
Centile 66 (0-90cm) [kg NO ₃ /ha]	123	81	84	116	74
Seuil d'intervention (0-90cm) [kg NO ₃ /ha]	144	96	99	135	89

Fertilisation minérale

Dans tous les essais, les analyses statistiques ont mis en évidence un impact significatif de la fertilisation minérale sur les valeurs d'APL.

La fertilisation minérale a engendré des reliquats azotés croissants (Figure 37). Pour les essais de Marbisoux, la fertilisation minérale augmente significativement le reliquat post-récolte à partir d'un apport de 150 kg N/ha. A Ligny, cet apport est de 100 kg N/ha alors qu'il est de 180 kg N/ha à Erquelinnes et Beaumont. Comme pour la fertilisation organique, toutes les valeurs mesurées à Ligny sont supérieures à la référence APL. A Erquelinnes, seul l'apport de 180 kg N/ha entraîne un reliquat supérieur à la référence APL. A Marbisoux_21, Beaumont et Marbisoux_23, ce sont respectivement les fertilisations à partir de 100 , 120 et 200 kg N/ha qui entraînent un reliquat supérieur à l'APL de référence. Lorsque les comparaisons des

reliquats mesurés sont faites avec le seuil d'intervention, toutes les valeurs mesurées à Erquelinnes et Marbisoux_23 sont conformes. Les seuils de (non-)conformité respectifs sont situés à 99 et 89 kg N-NO₃⁻/ha (Tableau 14). Dans les autres essais, la non-conformité des valeurs APL est observée à partir de l'apport de 150 kg N/ha à Marbisoux_21 et à partir de 180 kg N/ha pour l'essai de Beaumont.

L'augmentation des reliquats azotés avec les niveaux d'azote croissants est une conséquence directe de la saturation des besoins de la plante. À mesure que la quantité d'azote appliquée augmente, les plantes peuvent atteindre un point où leurs besoins en azote sont entièrement satisfaits. Au-delà d'un certain seuil, la plante ne peut plus absorber tout l'azote apporté. Cet excédent reste alors dans le sol sous forme minérale, contribuant à augmenter le reliquat azoté.

Les valeurs d'APL très élevées mesurées dans l'essai de Ligny s'expliquent par un rendement en tubercules nettement inférieur à la prévision. En effet, les conditions de sécheresse durant cette expérimentation ont engendré une sénescence précoce des plants de pommes de terre. Cela a mené à une moindre absorption de l'azote par la culture. Une quantité significative d'azote est restée dans le sol à la fin de la saison de croissance. Ce surplus d'azote se manifeste sous forme de reliquats azotés élevés.

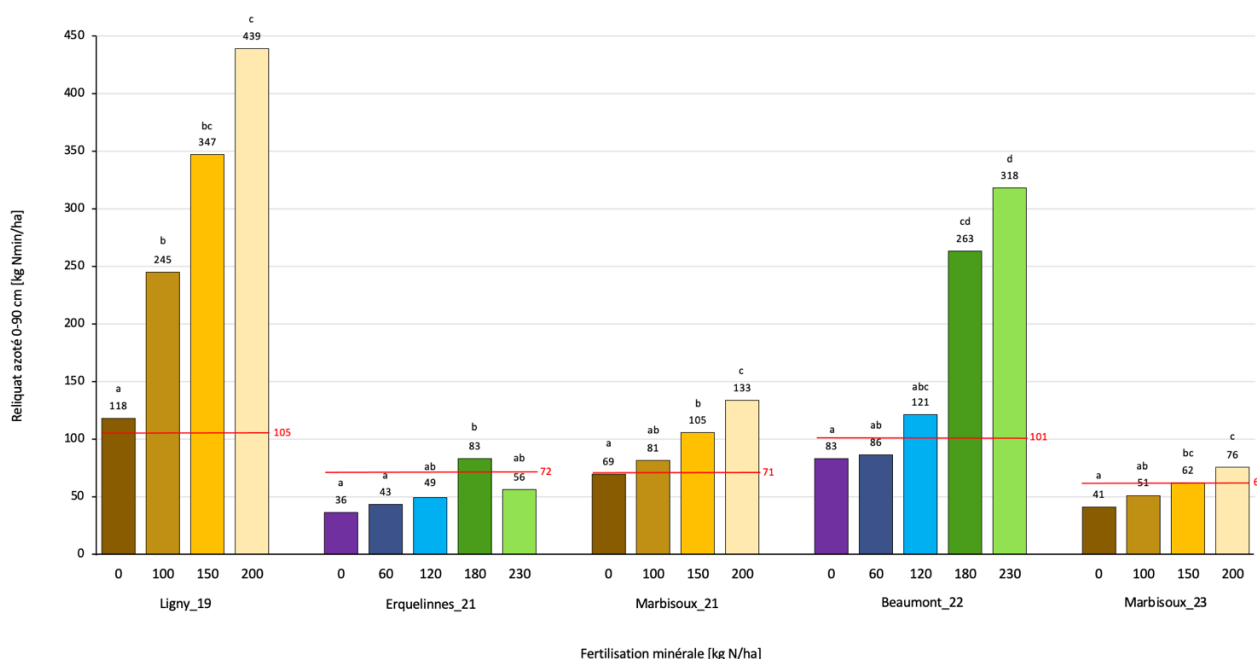


Figure 37 : Reliquats d'azote minéral mesurés après récolte des pommes de terre en fonction de la fertilisation minérale. Les lignes rouges représentent les références APL

Interaction entre la fertilisation organique et minérale

Pour chaque essai et chaque modalité de la fertilisation organique, la première dose d'azote qui entraîne un reliquat azoté supérieur à la référence APL a été calculée. Ces doses d'azote sont en moyenne de 126, 95 et 67 kg N/ha pour la modalité sans digestat, l'apport d'été et l'apport de printemps, respectivement. Pour ne pas dépasser la référence APL, le niveau de fertilisation azotée à combiner avec l'apport de digestat au printemps doit être plus faible qu'avec l'apport d'été.

5.4 Valeur économique de la production

Pour chaque niveau du facteur « Fertilisation organique » dans tous les essais, les valeurs économiques ont été calculées pour la production obtenue avec la dose d'azote qui maximise le rendement, en plus de toutes les autres doses d'azote. Dans chaque essai, la valeur économique la plus élevée a été obtenue avec la dose d'azote qui maximise le rendement (lignes en vert sur la Figure 38). Pour cette raison, la comparaison entre les différents niveaux de la fertilisation organique d'un essai sera basée sur la valeur économique atteinte avec le rendement le plus élevé. La valeur économique atteinte avec le digestat d'été est toujours supérieure à celle obtenue avec la modalité sans digestat ainsi qu'avec l'apport de digestat au printemps, à l'exception de l'essai de Ligny. Quant à l'apport printanier, il a conduit à une valeur économique supérieure à celle de la modalité sans digestat, à l'exception des essais de Marbisoux. Ces conclusions sont également valables pour les valeurs économiques calculées avec les prix de vente des pommes de terre du mois de février. Pour cette raison, seules les valeurs économiques calculées pour le mois de décembre sont illustrées sur la Figure 38.

L'approche économique proposée semble montrer que l'apport de digestat permet d'atteindre une valeur économique plus élevée malgré une fertilisation minérale réduite. Cela s'explique par un rendement maximal atteint avec le digestat (été ou printemps) systématiquement plus élevé que celui atteint avec la fertilisation minérale uniquement, excepté pour l'apport de digestat de printemps lors de l'essai de Marbisoux_23.

Ligny 2019			
Fertilisation organique	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Rendement (t/ha)	Valeur économique décembre 2019 (€/ha)
digestat été	0	26,7	3177
	100	29,0	3374
	109	29,1	3380
	150	28,7	3301
	200	27,4	3090
digestat printemps	0	32,0	3847
	100	31,3	3668
	150	30,6	3542
	200	29,8	3389
sans digestat	0	22,1	2783
	100	24,7	3029
	150	26,1	3152
	200	27,4	3276

Marbisoux 2021			
Fertilisation organique	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Rendement (t/ha)	Valeur économique décembre 2021 (€/ha)
digestat été	0	45,8	5947
	100	52,2	6704
	128	52,5	6715
	150	52,4	6678
	200	50,6	6384
digestat printemps	0	45,6	5925
	100	51,9	6652
	117	52,0	6659
	150	50,9	6477
	200	50,6	6384
sans digestat	0	39,8	5327
	100	45,7	6014
	150	48,6	6357
	200	51,6	6700

Erquelinnes 2021			
Fertilisation organique	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Rendement (t/ha)	Valeur économique décembre 2021 (€/ha)
digestat printemps	0	52,6	8055
	60	55,8	8495
	120	56,8	8595
	180	55,7	8357
	230	53,1	7899
sans digestat	0	47,1	7395
	60	50,9	7928
	120	51,4	7943
	140	51,7	7969
	180	51,6	7911
	230	50,7	7717

Beaumont 2022			
Fertilisation organique	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Rendement (t/ha)	Valeur économique décembre 2022 (€/ha)
digestat printemps	0	44,2	10092
	60	48,4	10933
	100	49,2	11028
	120	49,0	10936
	180	46,0	10100
	230	40,8	8762
sans digestat	0	39,9	9307
	60	41,2	9468
	120	42,5	9628
	180	43,8	9789
	230	44,9	9922

Marbisoux 2023			
Fertilisation organique	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Rendement (t/ha)	Valeur économique décembre 2023 (€/ha)
digestat été	0	46,9	9153
	100	53,1	10288
	128	53,4	10319
	150	53,2	10255
	200	51,3	9822
digestat printemps	0	49,4	9659
	93	51,2	9920
	100	51,1	9893
	150	51,0	9819
	200	50,4	9640
sans digestat	0	40,2	8040
	100	48,2	9533
	150	52,1	10259
	200	50,8	9945

Figure 38 : Valeurs économiques de la production des différents essais en fonction des fertilisations organique et minérale

Les lignes surlignées en vert correspondent aux doses d'azote de chaque niveau du facteur « Fertilisation organique » qui maximisent le rendement, et à la valeur économique associée à ce rendement.

5.5 Critique de la méthodologie

Pour une évaluation plus pertinente de l'impact des apports de digestat, il serait méthodologiquement plus judicieux d'ajuster les volumes épandus en fonction de la teneur en azote ammoniacal du digestat. Cela permettrait d'apporter des quantités équivalentes d'azote ammoniacal, avant la mise en place de la CIPAN et avant la plantation des pommes de terre. L'azote organique du digestat étant peu minéralisé l'année suivant l'épandage, seule la fraction ammoniacale influence les facteurs étudiés, comme le rendement et les reliquats azotés. Lors des essais, les teneurs en azote ammoniacal du digestat appliqué en été et au printemps différaient sensiblement, ce qui a pu affecter les résultats. Un ajustement des volumes épandus permettrait de mieux isoler l'effet de la période d'application sur les paramètres mesurés et d'obtenir des résultats plus fiables et pertinents.

La comparaison entre les apports de digestat en été et au printemps a été étudiée dans trois essais. Tous ont été touchés par des conditions climatiques défavorables. Cela a réduit la possibilité d'observer pleinement les effets des différents facteurs étudiés. Ce nombre limité d'essais évaluant conjointement l'apport de digestat en été et au printemps a représenté une faiblesse méthodologique. Pour obtenir des conclusions plus fiables et généralisables, il est nécessaire de mener de nouvelles expérimentations, dans des conditions météorologiques moins pénalisantes pour les rendements et limitant le lessivage des nitrates.

6. Conclusion et perspectives

L'objectif de ce mémoire était d'évaluer en culture de pomme de terre, l'intérêt d'un apport de digestat en été (avant l'implantation de la CIPAN précédant la culture) ou au printemps (avant la plantation). Cette évaluation s'est basée sur des indicateurs agronomiques (rendement et calibre des tubercules), environnementaux (reliquat azoté potentiellement lessivable) et économiques (valeur économique de la production).

Les principaux résultats de cette étude ont montré des productions totales et des calibres supérieurs à 50 mm favorisés par les apports de digestat en été ou au printemps. L'apport de digestat en été avant la CIPAN a permis une production légèrement plus élevée qu'avec l'apport de digestat à la plantation des pommes de terre. Cependant, les deux essais ayant permis cette observation ont été marqués par des épisodes pluvieux intenses. Par conséquent, les parcelles fertilisées avec du digestat au printemps ont potentiellement perdu une plus grande quantité de nitrates par lixiviation comparativement à celles traitées avec du digestat d'été. La conduite de nouveaux essais dans des conditions météorologiques moins pénalisantes permettrait de fournir des résultats plus fiables. Les résultats des différents essais ont mis en évidence l'intérêt pour les agriculteurs de combiner un apport de digestat avec une fertilisation minérale adaptée. Pour ne pas dépasser la référence APL, le niveau de fertilisation azotée à combiner avec l'apport de digestat au printemps (67 kg N/ha) doit être plus faible qu'avec l'apport d'été (95 kg N/ha). Enfin, le digestat appliqué en été avant le couvert d'interculture a présenté la meilleure combinaison alliant une valeur économique de la production élevée et un reliquat limité d'azote potentiellement lessivable. Malgré un intérêt économique élevé, l'apport de digestat de printemps a entraîné des reliquats azotés après récolte fréquemment non conformes.

En guise de perspectives, il serait intéressant de conduire de nouvelles expérimentations en fractionnant l'apport de digestat au printemps. Cette approche permettrait potentiellement de mieux synchroniser l'alimentation en azote avec les besoins de la culture et de réduire le lessivage de l'azote ammoniacal du digestat. Une autre piste de recherche consisterait à réaliser des incubations de sols pour étudier la minéralisation de l'azote en fonction de la période d'apport. Ces incubations permettraient de vérifier si après destruction, un couvert enrichi en azote par du digestat d'été, entraîne une libération d'azote significativement plus élevée comparé au couvert non fertilisé. Ces perspectives contribueraient à affiner les préconisations en termes de fertilisations avec du digestat.

7. Références bibliographiques

- ADEME. (2010). *Agricultural methanization and use of energetic crops in co-digestion. Benefits/drawbacks and optimization. Final report.* https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:42022014
- ADEME. (2014). *La Méthanisation En 10 Questions.* <https://librairie.ademe.fr/ged/6475/guide-methanisation-en-10-questions.pdf>
- Aissani, L., Collet, A., & Béline, F. (2013). Détermination de l'intérêt environnemental via l'analyse du cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard des contraintes territoriales. *Sciences, Eaux & Territoires, Numéro 12(3)*, 78. <https://doi.org/10.3917/set.012.0078>
- Alaterre, J., Herer, C., & Villerez, F. (2015). *Méthanisation.* <https://minesparis-psl.hal.science/hal-01651222>
- Albornoz, F. (2016). Crop responses to nitrogen overfertilization : A review. *Scientia Horticulturae*, 205, 79-83. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.04.026>
- Andriulo, A., Mary, B., & Guerif, J. (1999). *Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas.* <https://hal.science/hal-00885937>
- Antier, C., Petel, T., & Baret, P. (2019). Etat des lieux et scénarios à l'horizon 2050 de la filière des pommes de terre en Région wallonne. *Earth And Life Institute, UCLouvain.* https://sytra.be/wp-content/uploads/2020/05/UCLouvain_Filiere_Pomme-de-terre_Rapport_v190129.pdf
- Askri, A. (2015). *Valorization of anaerobic digestates in agriculture : Effects on Carbon and Nitrogen biogeochemical cycles.* <https://pastel.hal.science/tel-03117470>
- Bareha, Y., Girault, R., Jimenez, J., & Tremier, A. (2018). Characterization and prediction of organic nitrogen biodegradability during anaerobic digestion : A bioaccessibility approach. *Bioresource Technology*, 263, 425-436. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.085>
- Bedolla-Rivera, H. I., De la Luz Xóchilt Negrete-Rodríguez, M., Gámez-Vázquez, F. P., Álvarez-Bernal, D., & Conde-Barajas, E. (2023). Analyzing the Impact of Intensive Agriculture on Soil Quality : A Systematic Review and Global Meta-Analysis of Quality Indexes. *Agronomy (Basel)*, 13(8), 2166. <https://doi.org/10.3390/agronomy13082166>
- Béghin-Tanneau, R., Guérin, F., Guisresse, M., Kleiber, D., & Scheiner, J. (2019). Carbon sequestration in soil amended with anaerobic digested matter. *Soil & Tillage Research*, 192, 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.024>
- Béline, F., Dabert, P., Peu, P., & Girault, R. (2010). La méthanisation des effluents d'élevage en France et en Europe : principe, état des lieux et perspectives. *Fourrages*, 203, 155-161. . https://www.researchgate.net/profile/Pascal-Peu/publication/298500444_Methane_production_from_farm_effluents_in_France_and_Europe_Principle_inventory_and_prospects/links/5719ed1f08ae986b8b7b3ecc/Methane-production-from-farm-effluents-in-France-and-Europe-Principle-inventory-and-prospects.pdf
- Béline, F., Delaby, L., Vertès, F., Rochette, P., Parnaudeau, V. V., Cellier, P., & Peyraud, J. J. (2012a). *Chapitre 6. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de cultures.* <https://hal.inrae.fr/hal-02811087>
- Béline, F., Girault, R., Peu, P., Trémier, A., Téglia, C., & Dabert, P. (2012b). Enjeux et perspectives pour le développement de la méthanisation agricole en France. *Sciences, Eaux & Territoires, Numéro 7(2)*, 34-43. <https://doi.org/10.3917/set.007.0034>

- Beni, C., Servadio, P., Marconi, S., Neri, U., Aromolo, R., & Diana, G. (2012). Anaerobic Digestate Administration : Effect on Soil Physical and Mechanical Behavior. *Communications In Soil Science And Plant Analysis*, 43(5), 821-834. <https://doi.org/10.1080/00103624.2012.648359>
- Bhatt, A. H., & Tao, L. (2020). Economic Perspectives of Biogas Production via Anaerobic Digestion. *Bioengineering*, 7(3), 74. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7030074>
- Bodeux, P. J. (2022). La biométhanisation, une partie de solution à la crise énergétique. *Le Soir*. <https://www.lesoir.be/470301/article/2022-10-10/la-biomethanisation-une-partie-de-solution-la-crise-energetique>
- Burmeister, J., Walter, R., & Fritz, M. (2015). Effets de la fertilisation des digestats issus de la méthanisation sur la faune du sol. . https://www.ambition-climat-energie.bzh/wp-content/uploads/2019/07/effet_des_digestats_sur_la_faune_du_sol_fr.pdf
- Carton, S., & Bulcke, Q. (2022). L'utilisation des digestats en agriculture : Les bonnes pratiques à mettre en œuvre. https://projet-methanisation.grdf.fr/cms-assets/2022/06/Utilisation-des-digestats-en-agriculture-web_compressed.pdf
- Carton, S., & Levavasseur, F. (2022). *Performances agronomiques et environnementales de la méthanisation agricole dans un contexte de grandes cultures céréalières (sans élevage) et recommandations de bonnes pratiques. Rapport Étude Commandée par le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation*. https://methasynergie.fr/wp-content/uploads/2022/06/etude_methanisation_sans_elevage_rapport_final.pdf
- Chambenoit, C., Laurent, F., Machet, J.-M., & Scheurer, O. (2002). *Fertilisation azotée de la pomme de terre : guide pratique*. INRA Editions. <https://books.google.fr/books?id=bk0xIKa72HoC>
- Chen, R., Blagodatskaya, E., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., & Kuzyakov, Y. (2012). Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities. *Biomass & Bioenergy*, 45, 221-229. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.06.014>
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., & Amon, B. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(2-3), 171-177. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.016>
- Couturier, C., Jack, A., Laboubee, C., & Meiffren, I. (2019). *La méthanisation rurale, outil des transitions énergétiques et agroécologiques*. Note de positionnement. Solagro. https://solagro.org/medias/publications/f28_methanisationagroecoweb20140908.pdf
- Couvreur, B., Bonnavé, M., & Mahieu, O. (2021). La fumure en pommes de terre : à raisonner en fonction de la variété et de la situation culturale. *Le Sillon Belge*. <https://www.sillonbelge.be/7219/article/2021-03-10/la-fumure-en-pommes-de-terre-raisonner-en-fonction-de-la-variete-et-de-la>
- Couvreur, V. (2024). Les conseils du Carah pour la fertilisation en pommes de terre. *Le Sillon Belge*. <https://www.sillonbelge.be/12475/article/2024-03-08/les-conseils-du-carah-pour-la-fertilisation-en-pommes-de-terre>
- De Muelenaere, P. M. (2020). Environnement : du gaz vert dans les tuyaux wallons. *Le Soir*. <https://www.lesoir.be/330179/article/2020-10-07/environnement-du-gaz-vert-dans-les-tuyauxwallons?referer=%2Farchives%2Fcherche%3Fdatefilter%3Dlast5year%26sort%3Ddate%2Bdesc%26start%3D10%26word%3Dbiom%25C3%25A9thanisation>
- De Toffoli, M., Vandenberghe, C., Lambert, R. (2022). Le référentiel APL en Wallonie. In : Vandenberghe, Christophe et Delesalle, Marion, Retours d'expérience autour du REH/RDD/APL, Université de Liège, p.15 p. <http://hdl.handle.net/2078.1/271777>
- Degan, F., Vericel, G., Hannon, C., & Gravouille, J.-M. (2019). Azote et pomme de terre - Bien évaluer les besoin pour maîtriser les apports. *ARVALIS*.

- https://www.arvalis.fr/sites/default/files/imported_files/pdt_ferti_plaquette_2019_01_21_v8700864572317011956.pdf
- Dida, G. (2024). Biotechnology towards energy crops. *CABI Agriculture And Bioscience*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s43170-024-00245-y>
- Disdero, E. (2022). Engrais de synthèse : « L'azote est à l'origine de tous les problèmes de l'agriculture moderne » . *Libération*. https://www.liberation.fr/environnement/engrais-de-synthese-lazote-est-a-lorigine-de-tous-les-problemes-de-lagriculture-moderne-20220325_L3GE5JLTKRHK5E263XEIAZWIIJ/
- Duparque, A., & Rigalle, P. (2011). Composition des MO et turn over ; Rôles et fonctions des MO, actes du colloque « Gestion de l'état organique des sols » . *Agrotransfert*.
- Durand, L., & Landel, P. (2020). L'opérateur territorial de la transition énergétique ou la capacité d'intermédiation au service de la transition. *Géographie Économie Société*, 22(3-4), 285-303. <https://doi.org/10.3166/ges.2020.0015>
- European Commission. (2024). *Nitrates Directive*. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/nitrates_en?prefLang=fr&etrans=fr
- FIWAP. (2023). *Evaluation des stocks belges de pommes de terre au 15 novembre 2023*. <https://fiwap.be/wp-content/uploads/2023/11/Stocks-belges-pdt-novembre-2023.pdf>
- Fontaine, S., Mariotti, A., & Abbadie, L. (2003). The priming effect of organic matter : a question of microbial competition ? *Soil Biology And Biochemistry/Soil Biology & Biochemistry*, 35(6), 837-843. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(03\)00123-8](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(03)00123-8)
- García-López, A. M., Delgado, A., Anjos, O., & Horta, C. (2023). Digestate Not Only Affects Nutrient Availability but Also Soil Quality Indicators. *Agronomy*, 13(5), 1308. <https://doi.org/10.3390/agronomy13051308>
- Gravouelle, J.-M. (2007). Pomme de terre - Adapter l'itinéraire à l'utilisation culinaire. *Perspectives Agricoles*. https://www.perspectives-agricoles.com/sites/default/files/imported_files/333_3984390622018093314.pdf
- Greenberg, I., Kaiser, M., Gunina, A., Ledesma, P., Polifka, S., Wiedner, K., Mueller, C. W., Glaser, B., & Ludwig, B. (2019). Substitution of mineral fertilizers with biogas digestate plus biochar increases physically stabilized soil carbon but not crop biomass in a field trial. *Science Of The Total Environment*, 680, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.051>
- Gregory, P. J., & Simmonds, L. P. (1992). Water relations and growth of potatoes. Dans *Springer eBooks* (p. 214-246). https://doi.org/10.1007/978-94-011-2340-2_5
- Hénault, C., Grossel, A., Mary, B. B., Roussel, M. M., & Léonard, J. J. (2012). Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils : A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere*, 22(4), 426-433. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(12)60029-0)
- Hermelin, B., & Lagandré, D. (2009). Les agrocarburants : menaces ou opportunités pour les agricultures familiales ? *Ecologie Politique/Écologie & Politique*, N°38(1), 69. <https://doi.org/10.3917/ecopo.038.0069>
- Holleaux, D., & Jancovici, J. (2021). Débat sur les voies de la transition énergétique. *Journal de L'École de Paris du Management/Journal de L'Ecole de Paris du Management*, N° 147(1), 8-14. <https://doi.org/10.3917/jepam.147.0008>
- Holly, M. A., Larson, R. H., Powell, J. M., Ruark, M. D., & Aguirre-Villegas, H. A. (2017). Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 410-419. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.007>
- Houot, S. (2018). *Intérêts et limites de la substitution par la fertilisation organique*. <https://hal.science/hal-01789295>

- Huber, G., & Schaub, C. (2011). La fertilité des sols : L'importance de la matière organique. *Agriculture et Terroir, Chambre D'agriculture Bas Rhin*. https://aube-haute-marne.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Grand-Est/67_fertilite_des_sols_importance_matiere_organique_2011.pdf
- Humphreys, J., Lan, R., & Tao, S. (2020). Development and Recent Progress on Ammonia Synthesis Catalysts for Haber–Bosch Process. *Advanced Energy And Sustainability Research*, 2(1). <https://doi.org/10.1002/aesr.202000043>
- Infometha. (s. d.). <https://www.infometha.org/>
- IQSW. (2024). L'indice de qualité des sols wallons. <https://www.iqsw.be>
- IRM. (2024). *Observations récentes à Uccle*. Institut Royal Météorologique. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/observations-uccle>
- Jarosch, K., Richner, W., & Mayer, J. (2018). Efficacité de l'utilisation de l'azote contenu dans le lisier fermenté. Dialnet. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6344424>
- Jaunard, D. (2023). La pomme de terre wallonne : un secteur d'excellence agronomique et économique. Dans *Le Sillon Belge*. <https://www.sillonbelge.be/11634/article/2023-09-27/la-pomme-de-terre-wallonne-un-secteur-dexcellence-agronomique-et-economique>
- Jenkins, P. D., & Nelson, D. G. (1992). Aspects of nitrogen fertilizer rate on tuber dry-matter content of potato cv. Record. *Potato Research*, 35(2), 127-132. <https://doi.org/10.1007/bf02357605>
- Jordan-Meille, L., Morel, C., Salducci, X., & Michaud, J. (2017). Valeur agronomique (C, N, P) de digestats de méthanisation d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne. <https://hal.inrae.fr/view/index/identifiant/hal-02734845>
- Karimi, B., Sadet-Bourgeteau, S., Cannavacciuolo, M., Chauvin, C., Flamin, C., Haumont, A., Vincent, J., Reibel, A., Vrignaud, G., & Ranjard, L. (2022). Impact of biogas digestates on soil microbiota in agriculture : a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(5), 3265-3288. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01451-8>
- Koblenz, B., Tischer, S., Rücknagel, J., & Christen, O. (2015). Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of earthworms. *Industrial Crops And Products*, 66, 206-209. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.12.024>
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., McKenna, B. A., & Lombi, E. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132, 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>
- Laisney, D. (2020). Stopper les pertes d'azote ammoniacal à l'épandage. *Réussir Bovins Viande*, N°278, 49-50. <https://www.reussir.fr/machinisme/stopper-les-pertes-dazote-ammoniacal-lepandage>
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M., Lineres, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., & Houot, S. (2009). Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal Of Soil Science*, 60(2), 297-310. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., & Garnier, J. (2014). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems : the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters*, 9(10), 105011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- Le Sillon Belge. (2020). Le point juridique sur les contrats d'achat entre producteur de pommes de terre et industriel. *Le Sillon Belge*. <https://www.sillonbelge.be/6626/article/2020-10-12/le-point-juridique-sur-les-contrats-dachat-entre-producteur-de-pommes-de-terre>

- Lebrun, P. (2017). Pomme de terre : marché libre ou contrat : choisir ou combiner ? *Le Sillon Belge*.
<https://www.sillonbelge.be/443/article/2017-03-23/pomme-de-terre-marche-libre-ou-contrat-choisir-ou-combiner>
- Levavasseur, F., & Houot, S. (2020). *Retour au sol des digestats de méthanisation*.
<https://hal.science/hal-03495315/>
- Maltas, A., Dupuis, B., & Sinaj, S. (2018). Yield and Quality Response of Two Potato Cultivars to Nitrogen Fertilization. *Potato Research*, 61(2), 97-114. <https://doi.org/10.1007/s11540-018-9361-8>
- Manasa, M., Katukuri, N. R., Nair, S. S. D., Haojie, Y., Yang, Z., & Guo, R. B. (2020). Role of biochar and organic substrates in enhancing the functional characteristics and microbial community in a saline soil. *Journal Of Environmental Management*, 269, 110737. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110737>
- Marcato, C., Mohtar, R. H., Revel, J., Pouech, P., Hafidi, M., & Guirresse, M. (2009). Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(3), 260-266. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2008.10.001>
- Michaux, J., Laurent, Q., Jordan-Meille, L., Salducci, X., Morel, C., Nesme, T., & Plat, B. (2019). Meth@+.com - Modéliser le développement d'un système innovant de méthanisation collective et à hautes performances environnementales à l'échelle d'un micro-territoires. *HAL (le Centre Pour la Communication Scientifique Directe)*. <https://doi.org/10.15454/gf5dvn>
- Möller, K. (2015). Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy For Sustainable Development*, 35(3), 1021-1041. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0284-3>
- Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth : A review. *Engineering In Life Sciences*, 12(3), 242-257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>
- Möller, K., & Stinner, W. (2009). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal Of Agronomy*, 30(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.06.003>
- Mougin, C., Cheviron, N., Moinard, V., & Houot, S. (2019). *Quels impacts des digestats sur la vie du sol ?*
<https://hal.inrae.fr/hal-02791333>
- Nahm, K. H. (2005). Environmental Effects of Chemical Additives Used in Poultry Litter and Swine Manure. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, 35(5), 487-513. <https://doi.org/10.1080/10643380590966208>
- Nyord, T., Søgaaard, H. T., Hansen, M. N., & Jensen, L. S. (2008). Injection methods to reduce ammonia emission from volatile liquid fertilisers applied to growing crops. *Biosystems Engineering*, 100(2), 235-244. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2008.01.013>
- Odlare, M., Pell, M., & Svensson, K. (2008). Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Management*, 28(7), 1246-1253. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.005>
- ONRB. (2022). Ressources en biomasse et méthanisation agricole : quelles disponibilités pour quels besoins ? *FranceAgriMer*.
https://www.franceagrimer.fr/fam/content/download/69402/document/20221007_RESSOURCES_EN_BIOMASSE_ET_METHANISATION_2022_WEB-V2.pdf?version=3
- Pacaud, T., & Pradel, M. (2010). *Volatilisation de l'ammoniac et épandage de fertilisants organiques et minéraux : état des lieux des connaissances et perspectives de recherche*.
<https://hal.inrae.fr/hal-02593494>

- Panuccio, M. R., Romeo, F., Mallamaci, C., & Muscolo, A. (2021). Digestate Application on Two Different Soils : Agricultural Benefit and Risk. *Waste And Biomass Valorization*, 12(8), 4341-4353. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01318-5>
- Perspectives Agricoles. (2022). Fertilité des sols et pratiques culturales en AB. *Perspectives Agricoles*. <https://www.perspectives-agricoles.com/recherche-agronomie/potentiel-de-production-lessentiel-enjeu-de-la-fertilite-des-sols>
- PROTECT'eau. (2016). Zone vulnérable en Wallonie. <https://www.protecteau.be/sites/default/files/2022-01/zone%20vulnérable.pdf>.
- PROTECT'eau. (2022). Fiche technique : Fertilisation de la pomme de terre. Dans *PROTECT'eau*. https://www.protecteau.be/sites/default/files/2022-06/FT_fertilisation_pdt.pdf
- Reibel, A. (2018). Valorisation agricole des digestats : Quels impacts sur les cultures, le sol et l'environnement ? *La Méthanisation En Provence-Alpes-Côte D'Azur*. https://www.geres.eu/wp-content/uploads/2019/10/ARE1805.201.ENV_.VALOMOI.Etude_Digestats_VF.pdf
- Rollett, A. J., Bhogal, A., Scullion, J., Nicholson, F. A., Taylor, M. J., & Williams, J. R. (2020). The effect of field application of food-based anaerobic digestate on earthworm populations. *Soil Use And Management*, 37(3), 648-657. <https://doi.org/10.1111/sum.12615>
- Ross, C., Wilken, V., Krück, S., Nielsen, K., Sensel-Gunke, K., & Ellmer, F. (2017). Assessing the impact of soil amendments made of processed biowaste digestate on soil macrofauna using two different earthworm species. *Archives Of Agronomy And Soil Science/Archiv Für Acker- Und Pflanzenbau Und Bodenkunde*, 63(14), 1939-1950. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1316380>
- Sadet-Bourgeteau, S. (2023). *Impact des digestats de méthanisation sur la qualité biologique des sols agricoles : nécessité de générer de nouvelles données pour objectiver*. <https://hal.science/hal-03197177/>
- Sadet-Bourgeteau, S., Maron, P., & Ranjard, L. (2020). *Que sait-on vraiment de l'impact des digestats de méthanisation sur la qualité biologique des sols agricoles ?* *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2020, 10, pp.1-4. <https://hal.inrae.fr/hal-03328432>
- Saidi, A., & Abada, B. (2007). La biométhanisation : une solution pour un développement durable. *Rev. energ. Ren. : CER*, 7, 31-35. . https://www.cder.dz/download/cer07_7.pdf
- Sapp, M., Harrison, M., Hany, U., Charlton, A., & Thwaites, R. (2015). Comparing the effect of digestate and chemical fertiliser on soil bacteria. *Applied Soil Ecology*, 86, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.004>
- Schievano, A., D'Imporzano, G., Orzi, V., & Adani, F. (2011). On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part II) : New approaches in monitoring and evaluating process efficiency. *Bioresource Technology*, 102(19), 8814-8819. <https://doi.org/10.016/j.biortech.2011.07.012>
- Servigne, P. (2012). Une agriculture sans pétrole. Quelle transition pour nos sociétés ? , 81.
- Solagro, IRSTEA. (2015). Etat de l'art des digestats et de leurs procédés de post-traitement. *Projet DIVA. Rapport Final*. https://methasynergie.fr/wp-content/uploads/2020/03/Etat-de-lart-des-digestats-et-post-traitements_2015.pdf
- SPW. (2023b). *2022, en chiffres*. . . https://etat-agriculture.wallonie.be/contents/indicator sheets/EAW-A_I_a_2.html
- SPW. (2023a). *Plan Air Climat Energie 2030 de la Wallonie*. https://energie.wallonie.be/servlet/Repository/pace-2030-02_03_2024.pdf?ID=73812
- Storey, M. (2007). The harvested crop. Dans *Elsevier eBooks* (p. 441-470). <https://doi.org/10.1016/b978-044451018-1/50063-4>

- Taiz, & Zeiger. (2003). Plant physiology. 3rd edn. *Annals Of Botany*, 91(6). <https://doi.org/10.1093/aob/mcg079>
- Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate : Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*, 243, 1251-1256. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.130>
- Tambone, F., Orzi, V., Zilio, M., & Adani, F. (2019). Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. *Waste Management*, 88, 21-27. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.024>
- Teglia, C. (2011). *Valorisation par compostage de résidus solides de digestion anaérobie des déchets organiques*. <https://hal.inrae.fr/tel-02596895>
- Theunis, L. (2022). *Du biogaz wallon pour se chauffer, cuisiner et s'éclairer*. DAILY SCIENCE. <https://dailyscience.be/16/03/2022/du-biogaz-wallon-pour-se-chauffer-cuisiner-et-seclairer/#:~:text=Comment%20%C3%A7a%20marche%20%3Fde%20ce%20proc%C3%A9d%C3%A9%20est%20r%C3%A9cup%C3%A9r%C3%A9e>
- Thomsen, I. K., Olesen, J. E., Møller, H. B., Sørensen, P., & Christensen, B. T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology & Biochemistry*, 58, 82-87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tian, D., & Niu, S. (2015). A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. *Environmental Research Letters*, 10(2), 024019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/024019>
- Trémier, A., Buffet, J., Daumoin, M., Cast, P. S., Picard, S., & Berger, S. (2013). *Characterization of digestates : do they fit with soil improvers or fertilisers standards ?* <https://hal.science/hal-00923334>
- Valbiom. (2019). *Règlement Fertilisant : quels impacts et/ou quelles potentialités pour les digestats en Wallonie ?* <https://www.valbiom.be/actualites/reglement-fertilisant-quels-impacts-etou-queelles-potentialites-pour-les-digestats-en-wallonie>
- Valbiom. (2020). *Règlement Fertilisant : quels impacts et/ou quelles potentialités pour les digestats en Wallonie ?* | Valbiom - Valorisation de la biomasse. <https://www.valbiom.be/actualites/reglement-fertilisant-quels-impacts-etou-queelles-potentialites-pour-les-digestats-en-wallonie>
- Valbiom. (2022). *Digestat, je t'aime. Moi non plus ?* <https://www.valbiom.be/actualites/digestat-je-taime-moi-non-plus>
- Valbiom. (2024). *Panorama de la Biométhanisation en Wallonie : l'édition 2023 est sortie !* <https://www.valbiom.be/actualites/panorama-de-la-biomethanisation-en-wallonie-ledition-2023-est-sortie>
- Van Der Perre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Claessens, H., Ridremont, F., Tricot, C., Vincke, C., & Ponette, Q. (2015). *La carte bioclimatique de Wallonie : un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières*. FORÊT.NATURE n°135. <https://www.fichierecologique.be/resources/FO135-47-58.pdf>
- Van Midden, C., Harris, J. A., Shaw, L. J., Sizmur, T., & Pawlett, M. (2023). The impact of anaerobic digestate on soil life : A review. *Applied Soil Ecology*, 191, 105066. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105066>
- Vandenberghé C., De Toffoli M., Bachelart F., Imbrecht O., Lambert R., Colinet G. (2022). Survey Surfaces Agricoles. Etablissement des références APL 2022. Dossier GRENeRA 22-03, In De Toffoli M., Vandenberghé C., Durenne B., Imbrecht O., Bourmanne C., Bachelart F., Lefébure K., Williscombe F., Bergiers G., Weickmans B., Huyghebaert B., Colinet G., Lambert R., 2022. Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme

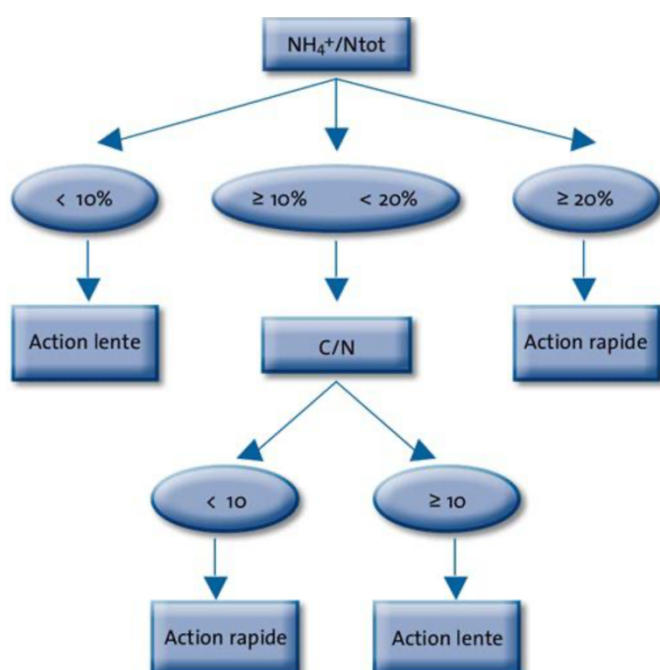
- wallon de réduction des pesticides – Rapport d’activités final 2022 des membres scientifiques de la Structure d’encadrement PROTECT’eau. Centre wallon de Recherches agronomiques, Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech et Université catholique de Louvain . https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/305175/1/DG_22-03_APL.pdf
- Vos, J. (1999). Split nitrogen application in potato : effects on accumulation of nitrogen and dry matter in the crop and on the soil nitrogen budget. *Journal Of Agricultural Science*, 133(3), 263-274. <https://doi.org/10.1017/s0021859699006966>
- Walsh, J. J., Rousk, J., Edwards-Jones, G., Jones, D. L., & Williams, A. P. (2012). Fungal and bacterial growth following the application of slurry and anaerobic digestate of livestock manure to temperate pasture soils. *Biology And Fertility Of Soils*, 48(8), 889-897. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0681-6>
- Wang, W., & Lee, D. H. (2021). Valorization of anaerobic digestion digestate : A prospect review. *Bioresource Technology*, 323, 124626. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124626>
- Warnant, G. (2019). *Biométhanisation en Wallonie : un peu d’ambition que diable !* Canopea. <https://www.canopea.be/biomethanisation-en-wallonie-un-peu-d-ambition-que-diable/>
- Weiland, P. (2013). Production de biogaz par les exploitations agricoles en Allemagne. *Sciences, Eaux & Territoires, Numéro 12(3)*, 14-23. <https://doi.org/10.3917/set.012.0014>
- Wentzel, S., Schmidt, R., Piepho, H., Semmler-Busch, U., & Joergensen, R. G. (2015). Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Applied Soil Ecology*, 96, 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.015>
- Zilio, M., Pigoli, A., Rizzi, B., Geromel, G., Meers, E., Schoumans, O., Giordano, A., & Adani, F. (2021). Measuring ammonia and odours emissions during full field digestate use in agriculture. *The Science Of The Total Environment*, 782, 146882. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146882>

8. Annexes

Annexe 1 : Évolution du prix de l'ammonitrate 27 % en €/tonne (Source : Web-agri)



Annexe 2 : Clé de classification des matières organiques en fonction de leur dynamique d'action (PROTECT'eau, 2024)



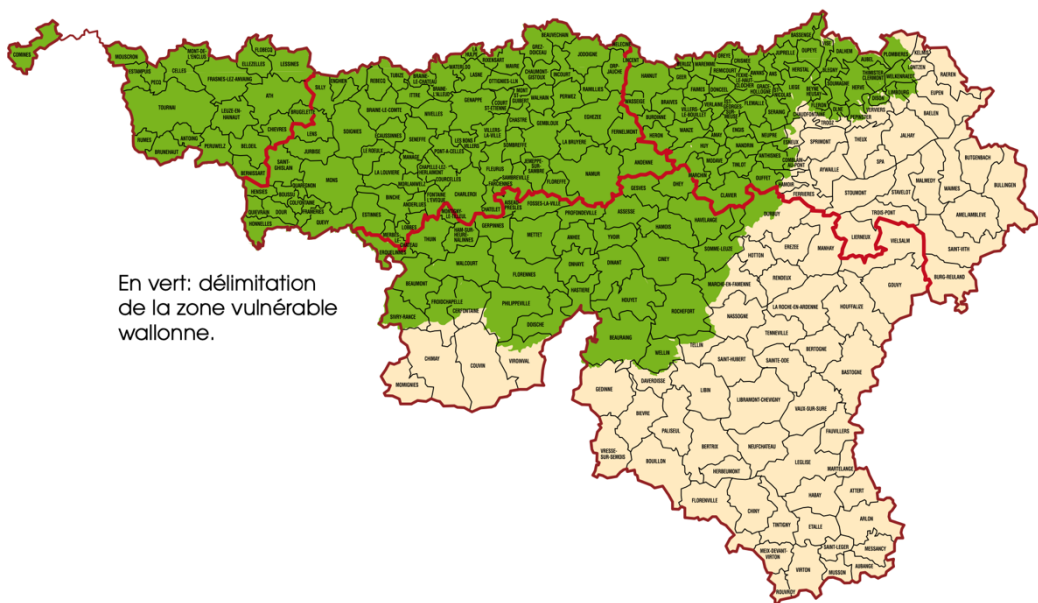
Annexe 3 : Détermination de la dose d'azote minérale préconisée par le « Module Ferti culture » de PROTECT'eau pour l'essai de Marbisoux 2021 avec apport de digestat en été.

TYPE DE CULTURE	Besoin d'azote selon le type de culture envisagé	250 kg d'azote/ha
Culture envisagée	P.d.t. de transformation avec des besoins standards (type Bintje) ▼	
N NON PRÉLEVÉ	Azote non prélevé par la culture	30 kg d'azote/ha
BESOINS	Total des besoins	280 kg d'azote/ha
AZOTE DANS LE PROFIL DE SOL ?	Quantité d'azote dans le profil de sol au printemps	54 kg d'azote/ha
Quantité d'azote	54 kg N-NO3/ha	
MINÉRALISATION ?	Quantité d'azote libérée par minéralisation	57 kg d'azote/ha
Taux d'humus	1,8 – 2,2 ▼	
Fréquence des apports de matières organiques	3 à 5 ans ▼	
PRÉCÉDENT ?	Effet du précédent cultural	0 kg d'azote/ha
Précédent cultural	Céréales pailles enlevées ▼	
APPORTS DE MATIERES ORGANIQUES ?	Quantité d'azote apportée par les matières organiques	36 kg d'azote/ha
Matières organiques	Type d'action	Période d'apport
Autres matières ▼	action rapi... ▼	été/automne ▼
	Teneur (kg N/t ou m³) ?	Qu. appliquée (t ou m³/ha)
	5.4	30
CIPAN ?	Effet de la culture intermédiaire	30 kg d'azote/ha
CIPAN	Production normale ▼	
RETOURNEMENT DE PRAIRIES ?	Arrière-effets des prairies retournées	0 kg d'azote/ha
Période de destruction	Aucun ▼	
FOURNITURES D'AZOTE	Total des fournitures	177 kg d'azote/ha
BESOINS	Total des besoins	280 kg d'azote/ha
CONSEIL	Quantité d'azote minéral à apporter	103 kg d'azote/ha

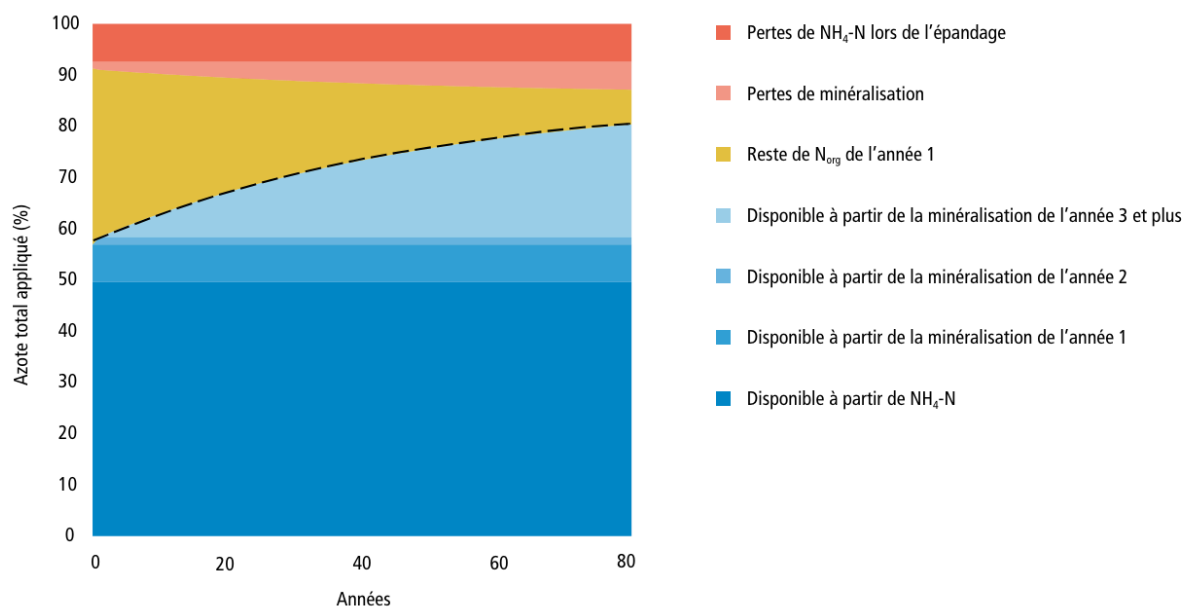
Annexe 4 : Conditions d'épandage pour tout type d'engrais minéral ou organique (PROTECT'eau, 2024).

CONDITIONS D'ÉPANDAGE			
	Fertilisants organiques lents (fumier, compost...)	Fertilisants organiques rapides (fumier mou, lisier, purin, effluents de volailles...)	Azote minéral
Moins de 6m d'une eau de surface ordinaire			
Sol inondé ou enneigé			
Zone d'aléa d'inondation élevé, en cas de fortes pluies			
Sol gelé plus de 24h hors ZV			
Sol gelé plus de 24h en ZV			
Sol nu (■)		Autorisé si incorporation au sol dans la journée	
	ROUGE	Épandage interdit	
	JAUNE	Épandage autorisé sous condition	
	VERT	Épandage autorisé	

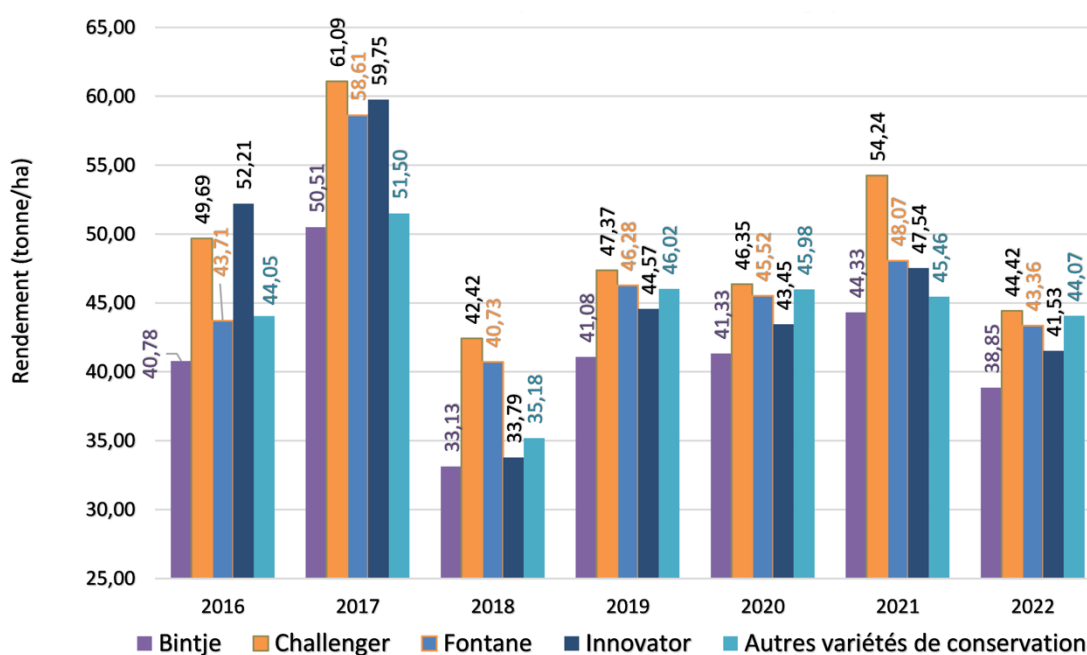
Annexe 5 : Zone vulnérable en Wallonie (PROTECT'eau, 2024)



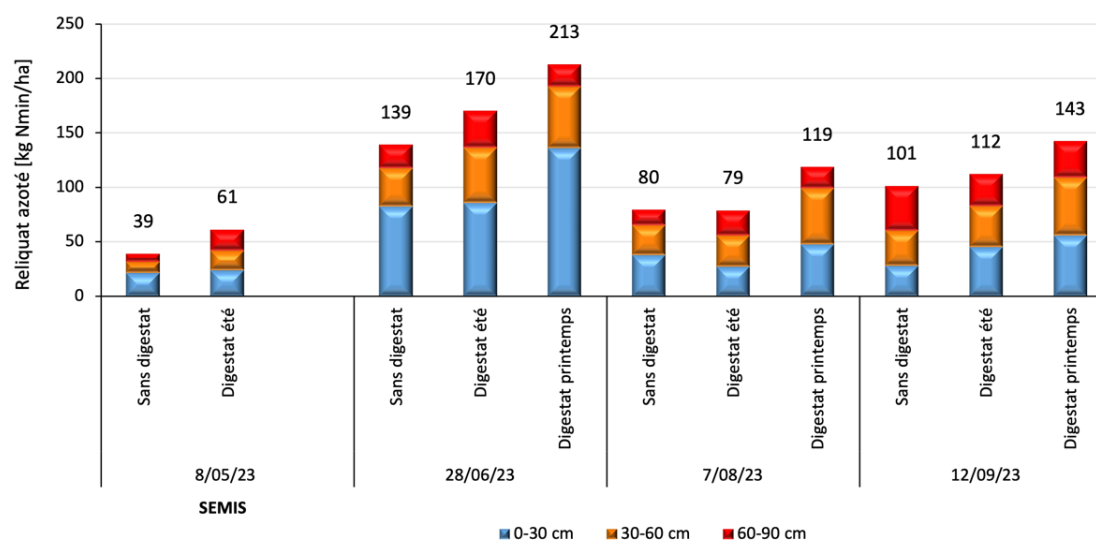
Annexe 6 : Calcul modélisé pour un lisier fermenté présentant 57 % $\text{NH}_4\text{-N}$ et un taux de minéralisation de N_{org} moyen. La ligne en pointillés noirs indique la variation de l'efficacité de l'utilisation de l'azote sur une période de 80 ans en cas d'application répétée de lisier fermenté par rapport à la quantité d'azote contenu dans l'engrais apporté en une année (Jarosch et al., 2018).



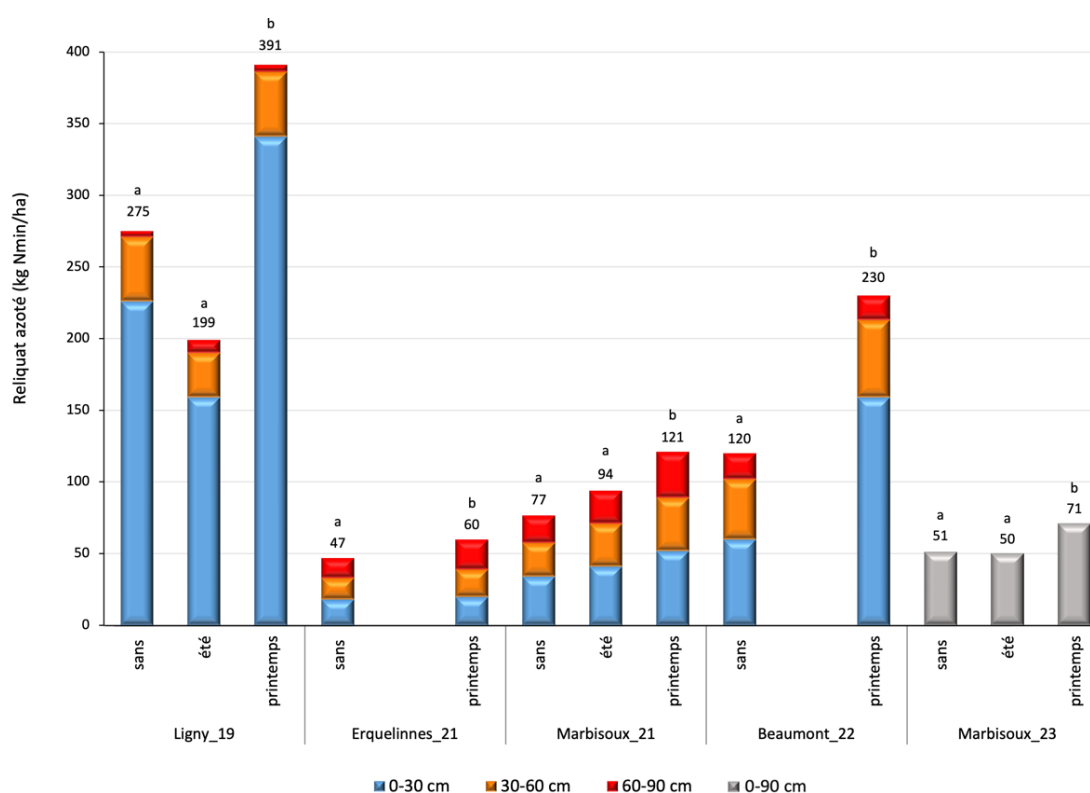
Annexe 7 : Rendement (t/ha) des pommes de terre 35mm+ en Belgique (FIWAP)



Annexe 8 : Reliquats d'azote minéral mesurés en parcelles de sol nu en cours de saison culturale, sans fertilisation minérale, avec digestat d'été ou de printemps (essai de Marbisoux 2023).



Annexe 9 : Reliquats d'azote minéral après récolte en fonction de la fertilisation organique dans les cinq essais



Fertilisation en pommes de terre : évaluation de l'intérêt d'un apport de digestat en été ou au printemps

Guillaume Quoilin

Dans un contexte de réduction de l'utilisation des engrais de synthèse, l'intérêt pour le digestat de biométhanisation ne cesse de croître. Bien que cet engrais organique à action rapide présente des propriétés fertilisantes et amendantes intéressantes, son impact sur les facteurs de production des cultures et sur les aspects environnementaux reste encore à étudier.

Dans ce contexte, l'UCLouvain, en collaboration avec PROTECT'eau, a mené des expérimentations visant à évaluer l'impact du digestat en tant que fertilisant pour la culture de pomme de terre. L'objectif était d'étudier la réponse des facteurs de production et environnementaux à un apport de digestat appliqué à deux périodes différentes (l'un avant l'implantation de la CIPAN précédant la culture de pomme de terre, l'autre avant la plantation des pommes de terre). Au total, cinq essais ont été conduits entre 2019 et 2023. Pour deux d'entre eux, seul l'apport de digestat de printemps a été réalisé.

Les principaux résultats obtenus ont montré une production en tubercules légèrement supérieure avec l'apport de digestat avant la CIPAN qu'avec l'application à la plantation des pommes de terre. Tous les essais ont également mis en évidence l'intérêt pour les agriculteurs de combiner l'apport de digestat avec une fertilisation minérale adaptée. Enfin, le digestat appliqué avant la CIPAN a présenté la meilleure combinaison alliant une valeur économique de la production élevée et un reliquat limité d'azote potentiellement lessivable. L'apport de digestat avant la plantation a entraîné des reliquats azotés après récolte fréquemment non conformes. Les essais qui ont étudié les deux apports de digestat ont été touchés par des épisodes pluvieux intenses. De par une plus grande quantité d'azote minéral exposée au lessivage, les parcelles fertilisées avec le digestat avant la plantation ont été plus pénalisées. Pour obtenir des conclusions plus fiables et généralisables, il est nécessaire de mener de nouveaux essais dans des conditions météorologiques moins pénalisantes pour les rendements et le lessivage des nitrates.

Pour faire progresser les connaissances et répondre aux objectifs mentionnés précédemment, des perspectives futures incluent l'étude de l'impact d'un fractionnement de l'apport du digestat appliqué avant la plantation des pommes de terre et des incubations de sols pour étudier la minéralisation de l'azote pour les deux périodes d'application. Ces perspectives aideraient à mieux comprendre l'impact du moment d'application du digestat et à optimiser son utilisation dans un objectif de durabilité agricole.