



HAL
open science

Carbon storage in soils near hedges in crop-livestock systems in temperate climates

Lucas Lesaint

► **To cite this version:**

Lucas Lesaint. Carbon storage in soils near hedges in crop-livestock systems in temperate climates. Sciences de l'environnement. Agrocampus Ouest Rennes-Angers, 2023. Français. NNT: . tel-04850889

HAL Id: tel-04850889

<https://hal.science/tel-04850889v1>

Submitted on 20 Dec 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT DE

L'INSTITUT AGRO RENNES ANGERS

ECOLE DOCTORALE N° 600

Ecologie, Géosciences, Agronomie, Alimentation

Spécialité : *Science de la terre et de l'environnement*

Par

Lucas LESAIN

Stockage de carbone dans les sols au voisinage de haies, dans des systèmes de cultures associés à l'élevage, sous climat tempéré

Thèse soutenue le 19/12/2023

Unité de recherche : UMR SAS, INRAE, Institut Agro, 35000 Rennes, France

Directrice de thèse : Valérie Viaud

Co-directrice de thèse : Safya Menasseri-Aubry

Devant le jury composé de :

Tiphaine CHEVALLIER	(Rapporteure)
Yves COQUET	(Rapporteur)
Anne JAFFREZIC	(Membre du jury)
Samuel ABIVEN	(Membre du jury)

Résumé

Dans son dernier rapport de 2023, le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) met en avant l'importance de solutions basées sur une gestion durable des terres agricoles pour atteindre les objectifs de neutralité carbone à l'échelle du globe d'ici 2050. Dans ce contexte, les systèmes agroforestiers sont considérés comme un moyen pertinent de compenser les émissions de carbone (C) anthropiques tout en conservant une surface agricole importante destinée aux cultures non ligneuses. Les haies sont en effet la forme d'agroforesterie actuellement la plus répandue dans l'ouest de l'Europe ; elles sont souvent insérées dans des systèmes de culture associés à l'élevage. En France, les linéaires de haies dans les espaces agricoles sont néanmoins en régression. Si des synthèses de la littérature montrent une augmentation du stockage de C dans les sols dans les systèmes agroforestiers, les références disponibles sur le stockage de carbone (C) dans les systèmes avec des haies, en contexte tempéré, restent peu nombreuses. La littérature montre aussi la forte variabilité du stockage additionnel de C au voisinage des haies, et questionne l'existence d'un stockage additionnel en bordure de prairies.

L'objectif de cette thèse est de produire des références complémentaires sur le stockage de C du sol au voisinage de haies, et de caractériser les facteurs de contrôle de la variabilité de ce stockage. Les facteurs de contrôle considérés concernent les propriétés, les caractéristiques des systèmes de cultures en termes d'usage et de pratiques dans la parcelle bordée par la haie, et les caractéristiques des haies. Le travail est centré sur des contextes de climat tempéré, et des haies insérées dans des systèmes associés à l'élevage. Cet objectif principal se divise en trois sous-questions de recherche. La première vise à caractériser la variabilité inter-sites du stockage additionnel de C du sol et de comprendre quels sont les caractéristiques du continuum haie-parcelle qui vont contrôler cette variabilité. La deuxième question de recherche a pour objectif d'étudier les formes de stockage du C additionnel au voisinage des haies en fonction des caractéristiques du continuum haie-parcelle et en fonction de la profondeur. La dernière question de recherche vise à caractériser la distribution spatiale des entrées de C au sol au niveau de deux parcelles avec des stocks additionnels de C contrastés.

Nous nous appuyons pour cela sur un échantillonnage des sols sur 90 cm de profondeur à différentes distances de haies, dans des parcelles agricoles présentant une diversité d'usages (culture annuelles, successions cultures annuelles – prairies temporaires, et prairies permanentes) et un gradient de texture des sols. Les parcelles agricoles ainsi que les haies qui les bordent ont été caractérisées en détail (contexte pédoclimatique, type et mode de gestion des parcelles, typologie et morphologie des haies...). Nous mobilisons une approche synchronique qui compare, à une même date, les stocks de C à proximité des haies aux stocks à une distance éloignée considérés comme stocks de référence.

Les résultats confirment un stockage additionnel de C dans le sol au voisinage des haies, qui est en moyenne de $0.69 \text{ Mg C. } 100\text{m}^{-1}$, soit 23 t C. ha^{-1} . Les stocks additionnels sont cependant associés à une forte variabilité entre les sites d'études. Au niveau des prairies de l'échantillonnage, un usage des sols où le potentiel de stockage de C des haies est controversé, la présence de haies est associée à un stockage additionnel de C. Les résultats mettent également en évidence l'impact de l'occupation du sol au pied de la haie par rapport à celle de la parcelle adjacente, qui est le facteur de contrôle principal de la variabilité du potentiel de stockage additionnel du C du sol.

Ce travail de thèse met donc en avant le potentiel des haies et de la gestion des parcelles adjacentes qui y sont associées à stocker du C supplémentaire dans les sols. Le C additionnel est stocké préférentiellement dans la fraction grossière du sol ($>50 \mu\text{m}$), y compris dans les horizons les plus profonds (30-90cm). Il correspond donc majoritairement à du C facilement minéralisable et donc sensible à des modifications du mode de gestion du continuum haie-parcelle.

Les conclusions de cette thèse posent également de nouvelles questions. Il serait maintenant important d'orienter de nouveaux travaux de recherche pour caractériser les entrées de C à une échelle de temps plus longue et plus en profondeur pour les mettre en lien avec les stocks de C du sol. Il conviendrait également d'analyser les processus de stockage de C au voisinage des haies, et notamment l'impact des haies sur ces processus par l'intermédiaire de la modélisation de la dynamique du stockage de C.

Summary

In its latest report, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) highlights the importance of solutions based on sustainable agricultural land management for achieving global carbon neutrality by 2050. In this context, agroforestry systems are seen as an appropriate way to offset anthropogenic carbon emissions while retaining a large agricultural area for non-wood crops. Among these systems, hedges on the edges of agricultural fields have great potential for increasing soil carbon storage without making major changes to the field management. Hedges are currently the most widespread form of agroforestry in Western Europe, and are often part of cropping systems combined with livestock farming. In France, the number of hedges in agricultural areas is declining.

Although studies have shown the potential of hedges to increase soil carbon storage, there are few references available on carbon (C) storage in these systems. The literature also shows that the available references are associated with a high variability, and that the factors controlling this variability have not been elucidated.

To improve our knowledge of the C storage potential of hedges bordering agricultural plots, this thesis uses an approach based on real-life situations to (1) provide new references on soil C storage in agroforestry systems and (2) characterise the variability of hedge carbon storage potential and relate it to the characteristics of agricultural systems with hedges that can control it. This main objective is divided into three research sub-questions. The first aims to characterise the inter-site variability of additional soil C storage and to understand which characteristics of the hedger-parcel continuum control this variability. The second research question aims to investigate the forms of additional C storage in the vicinity of hedges as a function of the characteristics of the hedge-parcel continuum and as a function of depth. The final research question aims to characterise the spatial distribution of C inputs to the soil near hedges on two plots with contrasting additional C stocks.

To do this, we are using soil sampling to a depth of 90 cm at different distances from hedges in agricultural fields bordered by hedges, with a diversity of uses and a gradient of soil texture. The agricultural fields and the hedges bordering them were characterised in detail (soil and climate context, type and management method of the fields, typology and morphology of the hedges, etc.). The sampling used a synchronous approach, comparing C stocks at points close to the hedges with stocks at reference points at a distance from the hedges, where it is assumed that the C stocks correspond to the initial state of stocks in the vicinity of the hedges prior to their establishment.

The results confirm additional soil C storage in the vicinity of hedges, preferentially in the coarse soil fraction (>50 μm). They also highlight the importance of land use at the foot of the hedge compared

with that of the adjacent field, which is the main controlling factor in the variability of soil C storage potential. This thesis therefore highlights the potential of hedges and their associated management to store additional C in soils. However, most of the additional C stored is easily mineralised and therefore sensitive to changes in the way the hedge-field continuum is managed.

The conclusions of this thesis also raise new questions. It would now be important to conduct further research to characterise C inputs on a longer time scale and at greater depth, in order to link them with soil C stocks. We also need to analyse the C storage processes in the vicinity of hedges, and in particular the impact of hedges on these processes by modelling the dynamics of C storage.

Table des matières

INTRODUCTION	13
CHAPITRE 1 : ETAT DE L'ART	19
INTRODUCTION	20
1.1 LES SYSTEMES AGROFORESTIERS AVEC DES HAIES	20
1.1.1 <i>Les systèmes agroforestiers</i>	20
1.1.2 <i>Les haies</i>	21
1.1.3 <i>Diversité des systèmes haie – parcelle</i>	24
1.1.4 <i>Cadres et mesures incitatifs à la préservation et/ou plantations de haies</i>	26
1.1.5 <i>Conclusion</i>	27
1.2 STOCKAGE DE C DANS LES SOLS AGRICOLES.....	28
1.2.1 <i>Stocks et dynamique du C organique dans les sols agricoles</i>	28
1.2.2 <i>Processus de stockage et de déstockage du C dans les sols</i>	29
1.2.3 <i>Impact des usages des sols et des pratiques agricoles sur le stockage et la dynamique du C dans les sols dans des parcelles cultivées</i>	32
1.2.4 <i>Impact des systèmes agroforestiers avec des haies</i>	36
1.3 SYNTHÈSE : VEROUS DE CONNAISSANCES SUR LE STOCKAGE DE C AU VOISINAGE DE HAIES.....	43
CHAPITRE 2 : MATERIELS ET METHODES	47
2.1 INTRODUCTION.....	48
2.2 SITES D'ETUDE.....	48
2.2.1 <i>Choix des sites</i>	49
2.3 DESCRIPTION DES 45 SITES D'ETUDE (ECHANTILLONNAGE PRINCIPAL)	50
2.3.1 <i>Climat</i>	52
2.3.2 <i>Sols</i>	53
2.3.3 <i>Usages des sols dans les parcelles</i>	54
2.3.4 <i>Caractéristiques des haies</i>	55
2.4 STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS DANS CHAQUE SITE D'ETUDE	56
CHAPITRE 3 : STOCKAGE ADDITIONNEL DE C AU VOISINAGE DE HAIES, INSEREES DANS DES SYSTEMES ASSOCIES A L'ELEVAGE – VARIABILITE ET FACTEURS DE CONTROLE	61
3.1 INTRODUCTION DU CHAPITRE.....	62
ABSTRACT	64
3.2 INTRODUCTION.....	65
3.3 MATERIALS AND METHODS	67
3.3.1 <i>Study sites</i>	67
3.3.2 <i>Data collection</i>	68
3.3.3 <i>Data analysis</i>	75
3.4 RESULTS.....	77
3.4.1 <i>Baseline SOC stocks at 10 m from the hedge</i>	77
3.4.2 <i>Influence of distance from the hedge on SOC stock and the C:N ratio</i>	78
3.4.3 <i>Additional SOC stocks due the presence of a hedge</i>	80
3.4.4 <i>Factors controlling additional SOC stocks from hedges</i>	81
3.5 DISCUSSION	83
3.5.1 <i>Baseline SOC stocks at 10 m from the hedge</i>	83
3.5.2 <i>Influence of the hedge on SOC stocks</i>	84
3.5.3 <i>Effects of baseline soil properties, hedge characteristics, land use and land management on additional SOC storage near hedges</i>	85
3.6 CONCLUSION	88
3.7 SUPPLEMENTARY MATERIALS.....	89
3.8 CONCLUSION DU CHAPITRE	93

CHAPITRE 4 : DISTRIBUTION DU CARBONE ORGANIQUE DANS LES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES DU SOL AU VOISINAGE DES HAIES	95
4.1 INTRODUCTION DU CHAPITRE.....	96
ABSTRACT	98
4.2 INTRODUCTION.....	99
4.3 MATERIALS AND METHODS	100
4.3.1 <i>Study sites</i>	101
4.3.2 <i>Soil sampling and analysis</i>	101
4.3.3 <i>Descriptive variables of hedges, land uses and C inputs in the hedge-field continuum</i>	103
4.3.4 <i>Data analysis</i>	106
4.4 RESULTS.....	107
4.4.1 <i>SOC stocks and distribution in soil fractions in the reference location non-affected by hedges</i>	107
4.4.2 <i>SOC stocks and distribution in the soil fractions at 1 m from the hedge</i>	109
4.4.4 <i>Additional SOC stocks in the fractions next to hedges</i>	112
4.5 DISCUSSION	114
4.6 CONCLUSION.....	116
4.7 SUPPLEMENTARY MATERIALS.....	117
4.8 CONCLUSION DU CHAPITRE	121
CHAPITRE 5 : DISTRIBUTION SPATIALE DES ENTREES DE C AERIENNES ET RACINAIRES ET DES STOCKS DE C DANS LE CONTINUUM HAIE-PARCELLE EN PRAIRIE ET EN CULTURE.	123
5.1 INTRODUCTION DU CHAPITRE.....	124
ABSTRACT	127
5.2 INTRODUCTION.....	128
5.3 MATERIALS AND METHODS	129
5.3.1 <i>Study sites</i>	129
5.3.2 <i>Spatial distribution of C inputs during a given year</i>	130
5.3.3 <i>Consistency between mean inter-annual C inputs and SOC stocks</i>	134
5.4 RESULTS.....	136
5.4.1 <i>Spatial distribution of C inputs in a given year</i>	136
5.4.2 <i>Inter-annual C inputs</i>	140
5.5. DISCUSSION	142
5.5.1 <i>Spatial distribution of C inputs in a grassland and a cropland</i>	142
5.5.2 <i>Estimation of C input from fine roots</i>	144
5.5.3 <i>Consistency between mean inter-annual C inputs and SOC stocks</i>	145
5.6 CONCLUSION.....	146
5.7 SUPPLEMENTARY MATERIALS.....	148
5.8 CONCLUSION DU CHAPITRE	149
CHAPITRE 6 : DISCUSSION GENERALE	151
6.1 SYNTHÈSE ET APPROFONDISSEMENT DES RESULTATS.....	152
6.1.1 <i>Résultats majeurs</i>	152
6.1.2 <i>Approfondissement des résultats : analyse de données complémentaires</i>	156
6.1.3 <i>Implications opérationnelles : intérêt de la plantation de haies pour favoriser le stockage de C dans les sols agricoles</i>	161
6.2 LIMITES DE LA DEMARCHE ET PERSPECTIVES	163
6.2.1 <i>Limites</i>	163
6.2.1 <i>Perspectives</i>	163
CONCLUSION	167
BIBLIOGRAPHIE	169
ANNEXES.....	185

Liste des figures

Figure 1.1 Répartition des systèmes agroforestiers avec des haies (en vert clair) en Europe. Figure extraite de Pointereau et Coulon (2005).	22
Figure 1.2 Carte de la densité des haies en France métropolitaine (source : IGN et OFB, 2020).	25
Figure 1.3 Cycle du carbone simplifié, à l'échelle du système sol-plante.	29
Figure 1.4 Processus de stabilisation de la MOS (tiré de Lehmann et Kleber, 2015).	30
Figure 1.5 Hypothèse de cinétique du stockage de carbone du sol dans le cas d'un changement d'usage des sols.	33
Figure 1.6 Gradients potentiels du microclimat au niveau d'une coupe transversale perpendiculaire d'une rangée d'arbre dans un système agroforestier tiré de Jacobs et al. (2022).	43
Figure 2.1 Photographies aériennes de 3 sites d'études non retenus, avec d'anciens vergers dans les parcelles adjacentes (première et deuxième ligne) et d'une haie ainsi que d'une structure pouvant impacter les stocks de C du sol (troisième ligne). Les photographies de gauches ont été prises en 2020 tandis que les photographies de droite ont été prises en 1950.	50
Figure 2.2 Localisation des 45 sites d'études dans les trois régions échantillonnées. NO = Normandie, BU = Bourgogne et HF = Hauts de France.	51
Figure 2.3 Température moyenne et pluviométrie annuelle aux stations météorologiques de NO (Argentan, A), de HF (Fontaine-lès-Clercs, B) et de BU (Ouges et Champforgeuil, C) entre 2000 et 2020.	52
Figure 2.4 Distribution des classes de textures dans le triangle des textures USDA des 45 sites d'études dans les trois régions échantillonnées, NO, HF et BU.	53
Figure 2.5 Stratégie d'échantillonnage des sols au niveau de deux parcelles adjacentes à une haie. Un composite de sol a été réalisé avec les échantillons d'une distance et une profondeur donnée. ..	57
Figure 3.1 Représentation schématique de la première hypothèse de recherche et des facteurs principaux impactant la variabilité des stocks additionnels de C au voisinage de la haie.	62
Figure 3.2 Locations of the hedges sampled (black dots) in the three study areas (Normandy [NO], Hauts- de- France [HF] and Burgundy [BU]) in France.	67
Figure 3.3 Distribution of soil textures of the 45 sites in the three study areas (Normandy (NO), Hauts- de- France (HF) and Burgundy (BU)) in the USDA soil texture triangle.	68
Figure 3.4 Soil sampling strategy in the two fields next to a hedge. For a given distance and depth, the samples collected from the three transects were bulked.	69
Figure 3.5 Boxplots of (a) equivalent- soil- mass total SOC stocks ($t \cdot ha^{-1}$) at 10 m from the hedge and (b) total additional SOC stocks ($t \cdot C \cdot 100 \cdot m^{-1}$) as a function of land use. Different letters indicate significant differences between land uses. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range; PG, Permanent grasslands; SAC, Rotations of annual crops; SAC/TG/GS, Rotations of annual crops that include temporary grasslands and a permanent grass strip 1 m wide; and SAC- TG, Rotations of annual crops that include temporary grasslands.	78

Figure 3.6 Boxplots of equivalent- soil- mass soil organic carbon (SOC) stocks (t.ha ⁻¹) as a function of depth (0– 15, 15– 30, 30– 60 and 60– 90 cm) for each distance from a hedge (1, 2, 3 and 10 m). Different letters indicate significant differences for a given layer. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.	79
Figure 3.7 C:N ratio as a function of depth (0– 15, 15– 30, 30– 60 and 60– 90 cm) for each distance from a hedge (1, 2, 3 and 10 m) and each study area sampled (NO, BU and HF). Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.	79
Figure 3.8 Additional soil organic carbon stocks from 0 to 30 cm (t C.100 m ⁻¹) as a function of the baseline C:N ratio at 10 m from the hedge and land use. PG, Permanent grasslands; SAC, Rotations of annual crops; SAC/TG/GS, Rotations of annual crops that include temporary grasslands and a permanent grass strip 1 m wide; and SAC- TG, Rotations of annual crops that include temporary grasslands.	82
Figure 3.9 Boxplots of additional SOC stocks (t C.100 m ⁻¹) as a function of land use and distance from the hedge. Different letters indicate significant differences for a given layer. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range. PG, Permanent grasslands; SAC, Rotations of annual crops; SAC/TG/GS, Rotations of annual crops that include temporary grasslands and a permanent grass strip 1 m wide; and SAC- TG, Rotations of annual crops that include temporary grasslands.	82
Figure 4.1 Représentation schématique de la deuxième hypothèse de recherche relative à la distribution des stocks additionnels de C dans les fractions granulométriques du sol au voisinage d'une haie.....	97
Figure 4.2 Distribution of SOC stocks in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions at 10 m from the hedge for each depth. Letters shows significant differences in SOC stocks at p<0.05 between the MAOM and POM fraction for a given soil layer. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range.	108
Figure 4.3 Distribution of SOC stocks in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions at 1 and 10 m from the hedge for each soil layer. Letters shows significant differences in SOC stocks between distances from the hedge for a given soil fraction. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range.	110
Figure 4.4 Total average annual C inputs (Mg C. ha ⁻¹ .yr ⁻¹) as a function of land use in the field at 10 m from the hedge. Letters shows significant differences in C inputs between land uses. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range. SAC = Successions of annual crops, TG = Successions of annual crops including temporary grasslands, PG = permanent grasslands.....	111
Figure 4.5 Distribution of ΔSOC stocks in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions for each depth. Letters shows significant differences in SOC stocks between the MAOM and POM fractions for a given depth. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range....	112

Figure 4.6 Δ SOC stocks (Mg C.ha ⁻¹) in the POM and in the MAOM fraction in the first 15 cm of soil for each land use. Letters show significant differences in Δ SOC stocks between land use type for a given soil fraction. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range. SAC = Successions of annual crops, TG_GS = Successions of annual crops including temporary grasslands and a 1 m wide grass strip, TG = Successions of annual crops including temporary grasslands, PG = permanent grasslands.	113
Figure 5.1 Représentation schématique des hypothèses de distribution des entrées de C au voisinage d'une haie, bordant une parcelle en culture annuelle (A) ou une prairie (B).....	125
Figure 5.2 Experimental design for sampling at both sites in 2022.	132
Figure 5.3 Fine-root biomass (FRB) (g.m ⁻²) as a function of depth and distance from the hedge at (A) NO1 and (B) NO2. All distances at NO1 lay in permanent grassland, while those at NO2 lay in a grass strip (1 m) or cropland (3 and 10 m). Different letters indicate significant differences among distances from the hedge for a given site and soil layer. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.	137
Figure 5.4 Monthly cumulative rainfall, mean soil temperature and root production (g.m ² month ⁻¹) as a function of distance from the hedge and sampling period at site (A) NO1 and (B) NO2 in 2022. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.....	137
Figure 5.5 Annual and inter-annual carbon (C) input (CI) (Mg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹) for a permanent grassland (NO1) or a succession of annual crops and temporary grassland with a 1 m grass strip (NO2). FRCI = fine-root C input, LCI = leaf-litter C input, CIOF = organic fertilisation C input, Cl _{CR} = crop-residue C input, Cl _{GR} = grazing C input.	140
Figure 5.6 Soil organic carbon (SOC) stocks as a function of depth and distance from the hedge for particulate organic matter (< 50 μ m) and fine organic matter (> 50 μ m) soil fractions at sites (A) NO1 and (B) NO2.....	142
Figure 6.1 Synthèse des résultats incluant les entrées de C aux différentes distances à la haie pour les 30 premiers cm de sol, et les stocks de C du sol pour les 30 premiers cm de sol et pour la profondeur 60-90 cm pour 4 types d'occupation du sol. A = Successions de cultures/prairies avec une bande enherbée de 1 m de large, B = prairies permanentes, C = successions de cultures annuelles, D = successions de cultures/prairies. Dans chaque encadré, la première valeur correspond au stock de C ou aux entrées de C en considérant une parcelle de 1 h bordée par 100 m de haie sur un côté. La deuxième valeur correspond au stock de C ou à l'entrée de C par hectare de haie, en considérant une bande de 3 m de large sur 3.33 kilomètres de long, avec une haie bordant un côté long de cette bande.....	155

Liste des tableaux

Tableau 1.1 Synthèse des références disponibles sur le stockage additionnel de C localement au voisinage de haies, pour différents types d'occupation du sol adjacente à la haie, dans des contextes de climat tempéré.....	40
Tableau 2.2 Teneurs (g C. kg ⁻¹) et stocks de C (Mg C. ha ⁻¹) moyen en fonction de la profondeur au niveau des points de référence à 10 m des haies. Les valeurs entre parenthèses correspondent à l'erreur standard.	54

Tableau 3.1 Minimum, maximum, mean and standard deviation (SD) values for hedge characteristics and baseline soil properties descriptive variables.	73
Tableau 3.2 Number of sites for each levels of the qualitative variables.	74
Tableau 3.3 Equivalent- soil- mass soil organic carbon (SOC) stocks (t.ha ⁻¹) at 1, 2 and 3 m from the hedge for each layer sampled and the total.	78
Tableau 3.4 Mean total additional soil organic carbon (SOC) stocks between 0 and 1 m, 1 and 2 m and 2 and 3 m from the hedge for each layer sampled and the total.	80
Tableau 4.1 Mean SOC stocks (Mg C.ha ⁻¹) for each distance from the hedge and for each depth. ...	107
Tableau 4.2 Distribution of SOC stocks (Mg C.ha ⁻¹) in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions for each distance from the hedge and for each depth.	108
Tableau 4.3 C inputs (Mg C. ha ⁻¹ .yr ⁻¹) at 1 m from the hedge for each type of C input, with CI_HA = hedge leaf C input, CI_FA1 = Aerial crop/grasses C input, CI_FR1= Crop/grasses root C inputs, CIOF = Organic fertiliser application C input and CIGR = Grazing C input. PG = permanent grasslands, TG = Successions of annual crops including temporary grasslands, SAC = Successions of annual crops and TG_GS = Successions of annual crops including temporary grasslands and a 1 m wide grass strip.	111
Tableau 5.1 Means and standard errors of fine-root biomass (FRB), annual fine-root production (FRP), fine-root turnover (FRT) and fine-root C input (FRCI) by depth and distance from the hedge at sites NO1 and NO2.	136
Tableau 5.2 Means and standard errors of leaf litter biomass (LB) and leaf litter carbon input (LCI) by tree species SO = sessile oak, HA = hazel, MIX = HA + SO (n=5 each) and distance from the hedge.	138
Tableau 5.3 Carbon (C) input (Mg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹) from fine roots (FRCI), leaf litter (LCI), organic fertilisation (CIOF), crop residues (CICR) and grazing (CIGR) by distance from the hedge at sites NO1 and NO2 in 2022. Low and High indicate low and high estimates, respectively.	139
Tableau 5.4 Soil organic carbon (SOC) stocks by depth and distance from the hedge at sites NO1 and NO2.....	141
Tableau 6.1 Variables quantitatives et qualitatives utilisées dans les modèles.	158
Tableau 6.2 Récapitulatif des résultats des différents modèles. Le 4em modèle n'ayant pas montré de corrélations, seuls trois modèles sont présentés.....	160

Introduction

Le changement climatique est un des enjeux majeurs pour notre planète, avec des conséquences potentiellement dévastatrices sur l'environnement, l'économie et la société. Les conclusions du dernier rapport du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) ont souligné l'urgence de réduire et de compenser les émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique pour éviter d'atteindre les projections des scénarios climatiques ayant les impacts sur le climat les plus importants (Rama et al., 2022). Dans ce contexte, le stockage de carbone (C) dans les sols et les écosystèmes est considéré comme un levier clé pour atténuer les émissions de C vers l'atmosphère (Pellerin et al., 2020). Les sols représentent un puits de C majeur à l'échelle globale, avec un stock proche de 1500 Gt de C organique sur le premier mètre de sol, en sachant que les 2 mètres suivant contiennent également des stocks de C très importants (Scharlemann *et al.*, 2014). En comparaison, l'atmosphère contient environ 750 Gt C. Compte tenu de la taille de ce réservoir, un faible changement des stocks de C organique du sol peut donc avoir une influence majeure sur les teneurs en C atmosphériques, et affecter fortement l'évolution du climat (Minasny et al., 2017; Pellerin et al., 2020). Les sols agricoles, couvrant 38 % des terres émergées, ils ont un potentiel de stockage de C élevé (Arrouays et al., 2002), notamment par l'adoption d'usages et de pratiques favorisant les apports de C au sol tout en préservant leur capacité à produire de la biomasse (Zomer et al., 2016).

L'un des systèmes agricoles particulièrement mis en avant pour son fort potentiel à stocker du C dans les sols, tout en maintenant une production agricole, est l'agroforesterie, un mode de gestion des terres associant végétation ligneuse et cultures ou bétail au sein d'une même parcelle (Cardinael, 2015; Shi et al., 2018). A travers leur synthèse bibliographique, Shi et al. (2018) ont montré des stocks de C organique en moyenne 19 % plus élevés dans les systèmes agroforestiers par rapport à des systèmes de cultures annuelles ou de prairies, dans le premier mètre de sol sous divers types de climats à l'échelle mondiale. En France, les systèmes agroforestiers représentent environ 6 % de la surface agricole, avec 1.6 millions d'ha en agroforesterie (Herder *et al.*, 2015).

Les parcelles agricoles bordées de haies, une forme d'agroforesterie associant cultures ou prairies avec un linéaire d'arbres et/ou d'arbustes implanté en bordure de parcelle, ont également un potentiel pour stocker du C dans les sols (Drexler et al., 2021). En France, ces systèmes représentent une part non négligeable des systèmes agroforestiers, estimée à environ 21 % de la surface agroforestière nationale totale, en considérant une surface de systèmes agroforestiers avec des haies de 342 000 ha (BD HAIE, ©IGN 2021, (Pointereau, 2002)). Les haies présentent une grande diversité de taille, de formes et de compositions floristiques ; elles sont aussi intégrées dans des paysages qui présentent une grande diversité de sols, de climats et de pratiques agricoles. Si elles concernaient une surface très importante du paysage agricole au début du XXe siècle, en France, les remembrements fonciers dans les années 1960-1990, mais aussi l'agrandissement individuel des parcelles associé à l'évolution des

systèmes et des pratiques agricoles depuis l'après-guerre, ont conduit à une diminution très importante du linéaire de haies à cette période. Entre 1975 et 1987, la perte annuelle a été estimée à 45 000 km de haies (Bellefontaine et al., 2001). Depuis les années 1990, des enjeux relatifs aux fonctions environnementales des haies ont été mis en avant à différents niveaux (local, national, européen) et ont conduit au développement de stratégies et de politiques de protection et de plantation de haies, ainsi que des outils de rémunération des services écosystémiques rendus par les haies. En France, on peut citer le label haie, dont l'enjeu est de freiner la diminution du linéaire de haies par l'intermédiaire du développement de filières pour gérer et exploiter durablement les haies. On peut également citer le programme « plantons des haies », qui vise à apporter un soutien financier pour accompagner l'implantations de haies dans les parcelles agricoles. Ces stratégies s'appuient sur le potentiel des haies à stocker du carbone dans leur biomasse et dans les sols à proximité. Ce potentiel n'est cependant pas encore correctement caractérisé. Il y a ainsi des enjeux forts sur le plan opérationnel pour mieux quantifier le potentiel de stockage du C dans les sols par les haies dans la perspective d'une rémunération de ce service écosystémique.

Malgré ces politiques de replantation, le linéaire de haie continue de diminuer, avec des pertes annuelles nettes de 10 400 km par an entre 2006 et 2014, augmentant jusqu'à environ 23 500 km de perte par an entre 2017 et 2021 (De Menthière *et al.*, 2023). Compte-tenu des fonctions qu'elles remplissent vis-à-vis du bétail (ombrage, abris contre le vent), les linéaires de haies ont mieux été conservée dans les systèmes agricoles de polyculture-élevage, et notamment ceux associés à l'élevage bovin. Ainsi, une grande proportion des haies est associée à des prairies permanentes et à des successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires (15,1 millions d'hectares en Europe) par rapport à des successions de cultures annuelles seules (300 000 hectares en Europe (Augère-Granier, 2020)).

Que ce soit au niveau international (Shi *et al.*, 2018; Drexler *et al.*, 2021) ou à l'échelle française (Arrouays *et al.*, 2002; Pellerin *et al.*, 2020), des travaux ont été réalisés pour étudier le stockage de C du sol au voisinage des haies, mais ils demeurent peu nombreux. Ces travaux mettent en avant une augmentation significative des stocks de C du sol localement, au voisinage de haies, par rapport à ceux situés à une distance éloignée de la haie ou au niveau d'un point de référence moins local correspondant à l'état initial estimé des stocks de C avant implantation de la haie. Bien que ces études mettent en avant que les haies permettent d'augmenter le stockage de C dans les sols, les travaux disponibles montrent également que les stocks additionnels de C au voisinage de haies sont associés à une forte variabilité. Cette variabilité peut, entre autre, provenir de la diversité des contextes climatiques concerné, avec des travaux sous climat tempérés Européen (Van Vooren *et al.*, 2018; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi *et al.*, 2022) et d'autres sous climat tempéré Canadien ou continental

Américain (Thiel *et al.*, 2015; Dhillon et Rees, 2017). Mais cette variabilité peut également provenir de différences de propriétés du sol, de mode de gestion des parcelles, ou de type de haies. Cette variabilité est également retrouvée à une échelle plus régionale, avec une diversité de haies et de contextes dans lesquels elles s'insèrent plus faibles (Ford *et al.*, 2019; Viaud et Kunnemann, 2021). En fonction de l'occupation du sol de référence, avant l'implantation de haies, les études disponibles peuvent montrer une absence d'impact de la présence de la haie sur les stocks de C du sol. Lorsque les haies sont implantées en bordure de prairies, certaines études montrent un stockage additionnel de C dans les sols en lien avec la présence de haie, mais avec une forte variabilité d'une situation à une autre (Ford *et al.*, 2019; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi *et al.*, 2022), tandis que d'autres montrent que la présence de haie n'induit pas de stockage de C additionnel par rapport au stock mesuré sous prairie uniquement (Pellerin *et al.*, 2020; Drexler *et al.*, 2021).

Il est donc important de quantifier et caractériser finement les stocks de C organique au voisinage des haies dans différents contextes et d'évaluer l'influence des facteurs tels que les conditions pédoclimatiques, les modes de gestion des parcelles adjacentes à la haie, et les caractéristiques de la haie pour comprendre ce qui peut faire varier et contrôler l'hétérogénéité du stockage additionnel rapporté dans la littérature.

Dans ce contexte, l'objectif de cette thèse est de **caractériser le stockage du C dans les sols au voisinage des haies dans les systèmes agricoles.**

Ce travail de thèse est centré sur des contextes de climat tempérés océaniques et sur des systèmes de polyculture-élevage, en particulier avec élevage bovins. Les sites d'études choisis pour aborder cet objectif de thèse correspondent donc à des prairies, des successions de cultures incluant des prairies temporaires plus ou moins importantes dans la rotation et des successions de cultures recevant pour une grande partie des effluents d'élevage. La problématique se décline en trois questions de recherches :

- (1) Quelle est la gamme de variabilité du stockage additionnel de C dans les sols lié aux haies des systèmes agricoles en polyculture-élevage sous climat océanique de l'ouest de l'Europe?**
- (2) Les stocks additionnels de C au voisinage de haies sont-ils sous une forme stable et la forme sous laquelle le C est stocké varie-t-elle en fonction du contexte agro-pédo-climatique dans lequel la haie s'insère ?**
- (3) Quelle est l'influence du continuum haie-parcelle sur la distribution spatiale des entrées de carbone au sol et quel est le lien entre la distribution spatiale des entrées de C et celle des stocks de C du sol ?**

Ce manuscrit est organisé en 7 chapitres. Le premier chapitre dresse un état de l'art sur les haies, ainsi que sur le stockage du C dans les sols à proximité de haies. Le deuxième chapitre porte ensuite sur une description détaillée des sites d'étude et de leur sélection, ainsi que de la stratégie d'échantillonnage mise en place. Les chapitres 3 à 5 sont centrés sur les trois questions de recherche présentées ci-dessus. Ils incluent des articles scientifiques rédigés en anglais, publiés ou en cours de soumission. Ils sont suivis d'une discussion générale et d'une conclusion sur ce travail de thèse.

Chapitre 1 : Etat de l'art

Introduction

Ce premier chapitre a pour objectif de faire un état des connaissances disponibles sur le stockage de C dans les sols au voisinage de haies. Il présente tout d'abord les systèmes agroforestiers et les systèmes de haies, avec les différents types et rôles des haies, ainsi que la réglementation associée à la plantation et à la gestion des haies. Il aborde ensuite les connaissances sur la dynamique et le stockage de C dans les sols, pour présenter l'impact du contexte climatique, des haies et du mode de gestion des parcelles adjacentes aux haies sur ce stockage.

1.1 Les systèmes agroforestiers avec des haies

1.1.1 Les systèmes agroforestiers

L'agroforesterie est un terme général développé dans les années 1970 pour désigner des systèmes d'utilisation des terres et les pratiques associées, où des plantes pérennes ligneuses sont délibérément associées à des cultures et/ou des animaux sur une même unité de surface. L'association peut se faire en mélange dans l'espace ou dans une séquence temporelle (Nair et al., 2021). Dans l'agroforesterie au sens strict, il existe des interactions écologiques et économiques entre les composants ligneux et non ligneux du système. Cet ensemble de pratiques offre plusieurs avantages économiques et écologiques, parmi lesquels Nair et al. (2021) mettent en avant l'amélioration de la biodiversité en augmentant la diversité floristique et en offrant un abri à la faune, la production de bois et l'augmentation du stockage du C dans la biomasse ligneuse et dans les sols.

Les systèmes agroforestiers prennent des formes variées, en fonction de l'agencement des arbres dans l'espace, et du système agricole auquel ils sont associés. On distingue notamment le sylvo-pastoralisme (combinaison du pâturage du bétail et d'arbres) et l'agro-sylviculture (combinaisons d'arbres et de cultures). Ces systèmes peuvent présenter différentes organisations dans l'espace. On peut citer la culture en couloir, aussi appelée agroforesterie intra-parcellaire, où des plantes annuelles sont cultivées entre des rangées d'arbres, les brise-vents agroforestiers où des rangées d'arbres sont présentes pour protéger les cultures des dommages causés par le vent et les haies où des rangées d'arbres sont implantées en bordure de parcelles (Torquebiau, 2000). Hillbrand *et al.* (2017) indiquent qu'au niveau global, 43 % des terres agricoles possèdent une couverture d'au moins 10 % de végétation arborée. En Europe, les systèmes agroforestiers sont moins développés, avec presque 9 % des terres agricoles en agroforesterie, soit 15,4 millions d'hectares (Augère-Granier, 2020). Dans les zones climatiques tempérées du globe, les surfaces en agroforesterie correspondent majoritairement à des

systèmes sylvopastoraux (15,1 millions d'hectares) suivis par des systèmes agrisylvicoles (0,36 millions d'hectares (Burgess et al., 2018; Augère-Granier, 2020)).

L'agroforesterie est de plus en plus reconnue et soutenue comme moyen de promouvoir une agriculture et une foresterie durables (Fahad et al., 2022). En ce sens, de nombreux pays ont mis en place des programmes et des initiatives pour promouvoir l'implantation et le développement de systèmes d'agroforesterie, souvent avec le soutien d'organisations internationales et d'agences de développement.

1.1.2 Les haies

1.1.2.1 Importance dans les paysages européens et français

Les parcelles agricoles bordées de haies sont des systèmes agroforestiers composés de parcelles agricoles cultivées, avec une végétation pérenne incluant des ligneux en bordure de parcelles. La Politique Agricole Commune (PAC, 2023) définit la haie comme une unité linéaire de végétation ligneuse, d'une largeur inférieure ou égale à vingt mètres, implantée à plat, sur talus ou sur creux, avec une présence d'arbustes et, le cas échéant, une présence d'arbres et/ou d'autres ligneux (ronces, genêts, ajoncs...). Sur le plan scientifique cependant, Les systèmes de parcelles entourées de haies peuvent être considérées comme des systèmes agroforestiers, car ils impliquent une association de culture et/ou d'élevage avec des ligneux. De nos jours, une interaction écologique et économique entre ces deux composantes du système, dont il est fait référence dans la définition de l'agroforesterie citée plus haut, est moins observée : les haies en bordure de parcelle ne sont plus nécessairement gérées et entretenues, où ne sont pas considérées comme partie-prenante d'un système les associant à la parcelle adjacente.

L'évolution du linéaire de haies en Europe est très fortement liée au développement de l'agriculture, de l'élevage et de la sylviculture, qui a structuré le paysage actuel. En Europe, les systèmes agroforestiers avec des haies sont principalement situés dans le centre-ouest du continent, allant de l'Angleterre et la France jusqu'au Danemark et la Roumanie, en passant par l'Autriche, le nord de l'Italie et l'Allemagne (Figure 1.1).

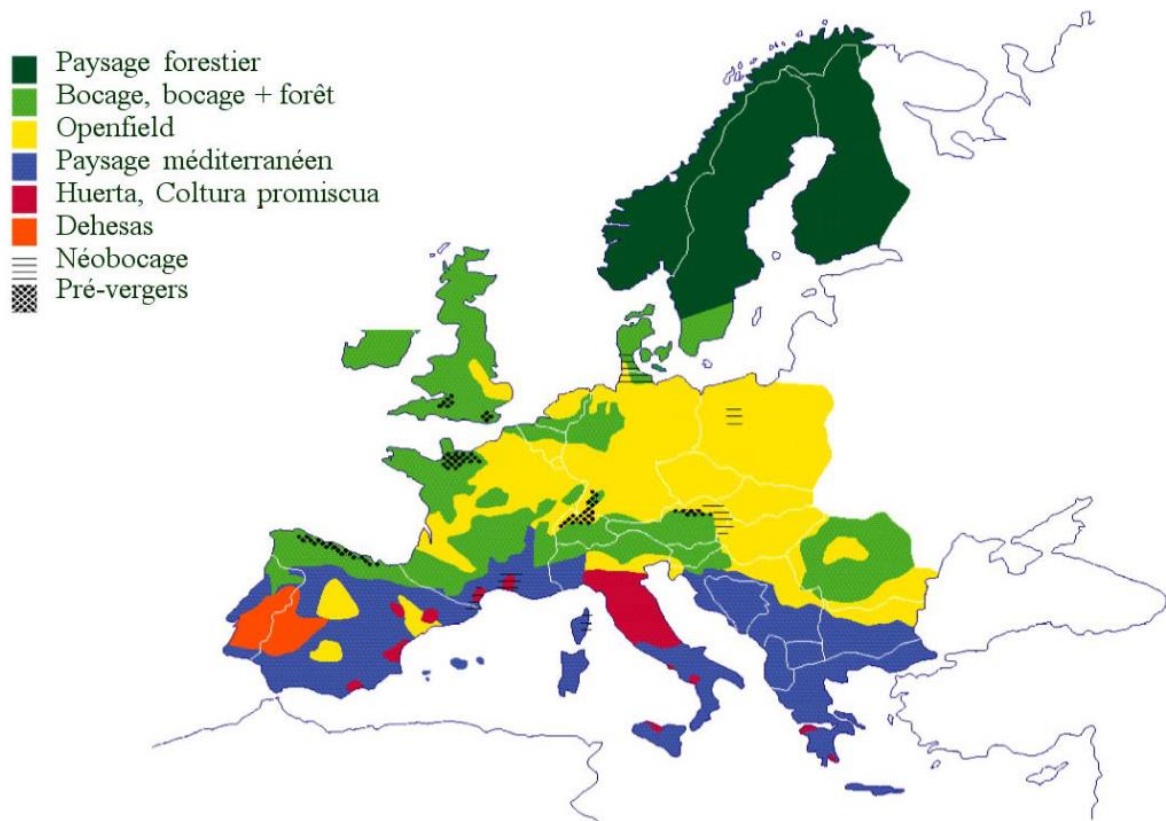


Figure 1.1 Répartition des systèmes agroforestiers avec des haies (en vert clair) en Europe. Figure extraite de Pointereau et Coulon (2005).

Au cours du temps, les haies ont graduellement été plantées dans les espaces agricoles, jusqu'à environ 60 millions d'hectares en Europe au début du XXe siècle. La densité de haies a ensuite décliné progressivement, puis de façon marquée dans les années 1960 à 1990, en lien avec les opérations de remembrement collectives, mais également par l'intermédiaire de l'évolution des pratiques et des systèmes agricoles, notamment la mécanisation, qui a conduit à des restructurations du parcellaire à l'échelle individuelle. En France, c'est le décret d'orientation agricole (n°54-1251) de 1954 qui accélère l'arrachage des haies pour le réaménagement agricole. Près de la moitié des linéaires de haies ont disparu en France entre 1975 et 2005 (Pointereau et Coulon, 2005), avec une perte annuelle de 45 000 km de haies entre 1975 et 1987 (Bellefontaine et al., 2001). Ces pertes annuelles importantes ont ensuite diminué jusqu'en 2014, où elles étaient de 10 400 km par an en prenant en compte que 3 000 km de haies sont plantés chaque année (De Menthière et al., 2023). Entre 2017 et 2021, la disparition des haies s'est à nouveau accélérée, avec une perte annuelle moyenne d'environ 23 500 km de haies, soit 3,1 % du linéaire. Actuellement, le linéaire de haies en France métropolitaine représente environ 750 000 km et est présent sur 80 % du territoire agricole (BD HAIE, ©IGN 2021). En comparaison, en Angleterre, la densité de haies était estimée à 433 000 km en 1990 (Barr et Gillespie, 2000), avec une perte annuelle de 0,47 % entre 1998 et 2011.

1.1.2.1 Les types de haies

Les haies sont diversifiées, que ce soit en termes d'âge, de structure de végétation (nombre de strates de végétations ainsi que la composition de chaque strate), de composition spécifique et de mode de gestion des arbres et arbustes. La façon de décrire les types de haies et leur diversité a évolué au cours du temps. Depuis quelques années, dans le cadre d'initiatives ou de politiques de suivi et de plantation de réseau de haies, des typologies partagées et normatives ont été mises en place. En France, la typologie des haies la plus utilisée actuellement est celle proposée par l'AFAC-Agroforesterie. Elle distingue ainsi 21 types de haies dans 6 grandes catégories (Annexe 1(AFAC-Agroforesteries, 2019a)).

1.1.2.2 Les fonctions des haies

En bordure de parcelles, les haies remplissent de nombreux rôles (i) agricoles et de production et (ii) environnementaux dans les systèmes où elles s'insèrent.

1.1.2.2.1 Les fonctions agricoles et de production

La fonction originelle des haies en bordure de parcelles agricoles est une fonction de clôture, pour séparer les parcelles de cultures entre elles et éviter que le bétail ne sorte des pâtures. Une autre fonction majeure et historique des haies est le rôle de protection des animaux présents dans la parcelle, en offrant un abri contre le vent et contre la chaleur grâce à l'ombrage qu'elles apportent.

Les haies sont composées d'espèces arbustives et arborescentes qu'il est possible d'exploiter de plusieurs manières. Historiquement, avant la 2^{nde} guerre mondiale, elles étaient souvent exploitées pour produire du bois de chauffage à usage domestique dans les exploitations. De nos jours, elles sont rarement gérées, ou uniquement taillées pour ne pas gêner le développement de la culture sur la parcelle adjacente. Des initiatives se mettent cependant en place pour remettre ce rôle de production de bois en avant, avec l'appui du conseil agricole ou de groupes spécifiques (Douet et Lemarchand, 2016). On observe donc un développement de filières pour l'exploitation du bois des haies et la promotion de pratiques de gestion pour la production de bois de chauffe, parfois destiné à l'alimentation de chaudières collectives. Ce sont principalement les haies de têtards ainsi que les cépées d'arbustes qui remplissent ce rôle, et dont la gestion vise à produire des branchages qui sont coupés régulièrement (10-15 ans). Les haies qui comprennent des arbres de hauts jet peuvent également être exploitées pour produire du bois d'œuvre. Ces arbres sont exploités sous forme de

coupes plus rares et dépendantes de l'essence choisie. Les haies peuvent également avoir un rôle de production de fruits, mais qui est bien moins développé qu'en agroforesterie intra-parcellaire, pour une production qui dépasse l'autoconsommation.

Une autre fonction émergente des haies est celle de constituer une source de fourrage supplémentaire pour le bétail, en lien avec l'évolution du climat qui rend la production végétale des prairies et des sources de fourrage du bétail moins constante (Vandermeulen *et al.*, 2018).

1.1.2.2.2 Les fonctions environnementales

Les haies ont un impact sur les flux hydriques. La présence d'arbres en bordure de parcelle modifie localement les différentes composantes du cycle de l'eau : les arbres interceptent une partie de la pluie avant son arrivée au sol, modifiant par-là la distribution spatiale des précipitations au sein de la parcelle. Si la disponibilité en eau dans le sol est suffisante, les haies prélèvent également plus d'eau dans le sol qu'une végétation herbacée (Ghazavi *et al.*, 2008; Hao *et al.*, 2015). Les haies modifient la circulation de l'eau en surface du sol et favorisent l'infiltration : la présence de haie induit une rugosité qui ralentit les écoulements à la surface du sol et peut favoriser l'infiltration de l'eau, d'autant plus que les sols sont souvent plus poreux sous la haie (Carnet, 1978). Cette diminution des écoulements de surface au niveau des haies permet également de diminuer l'érosion des sols dans les parcelles en pente (Walter *et al.*, 2003; Adhikary *et al.*, 2017).

La présence de haies composées d'arbres de haut jets dans les parcelles agricoles a aussi un effet de rétention des pollutions aériennes (Lazzaro *et al.*, 2008; Wenneker et Van de Zande, 2008) et crée un effet brise vent. Celui-ci correspond à une diminution de la vitesse du vent au voisinage de la haie, qui permet entre autre de réduire l'érosion éolienne des sols (Weninger *et al.*, 2021).

Les haies ont un rôle vis-à-vis du stockage de C dans les systèmes agricoles, qui sera détaillé dans la seconde partie de l'état de l'art (section 1.2).

Outre les effets vis-à-vis des flux d'eau, de particules et de polluants, les haies ont une fonction écologique. En effet, leur présence permet de connecter différents éléments du paysage (trame verte) et elles abritent une grande diversité de faune et de flore (Le Roux *et al.*, 2008; Fischer *et al.*, 2013).

1.1.3 Diversité des systèmes haie – parcelle

La haie s'insère dans des systèmes aux caractéristiques de climat et de gestion des parcelles adjacentes à la haie variées. En France, si les haies sont assez largement répandues sur le territoire national, elles ont mieux été conservées en bordure de prairies où elles gardent une fonction agricole importante en

tant qu'abri pour les animaux contre le vent et le soleil. Ainsi, les haies en bordure de parcelles sont aujourd'hui plus largement associées à des systèmes de cultures associés à la polyculture-élevage, notamment avec élevage bovins, qu'à des systèmes de grandes cultures, où qu'à des élevages de granivores. On observe une hétérogénéité de densité de haies à l'échelle française, et à des échelles plus locales dans les régions d'élevage les plus bocagères (Figure 1.2).

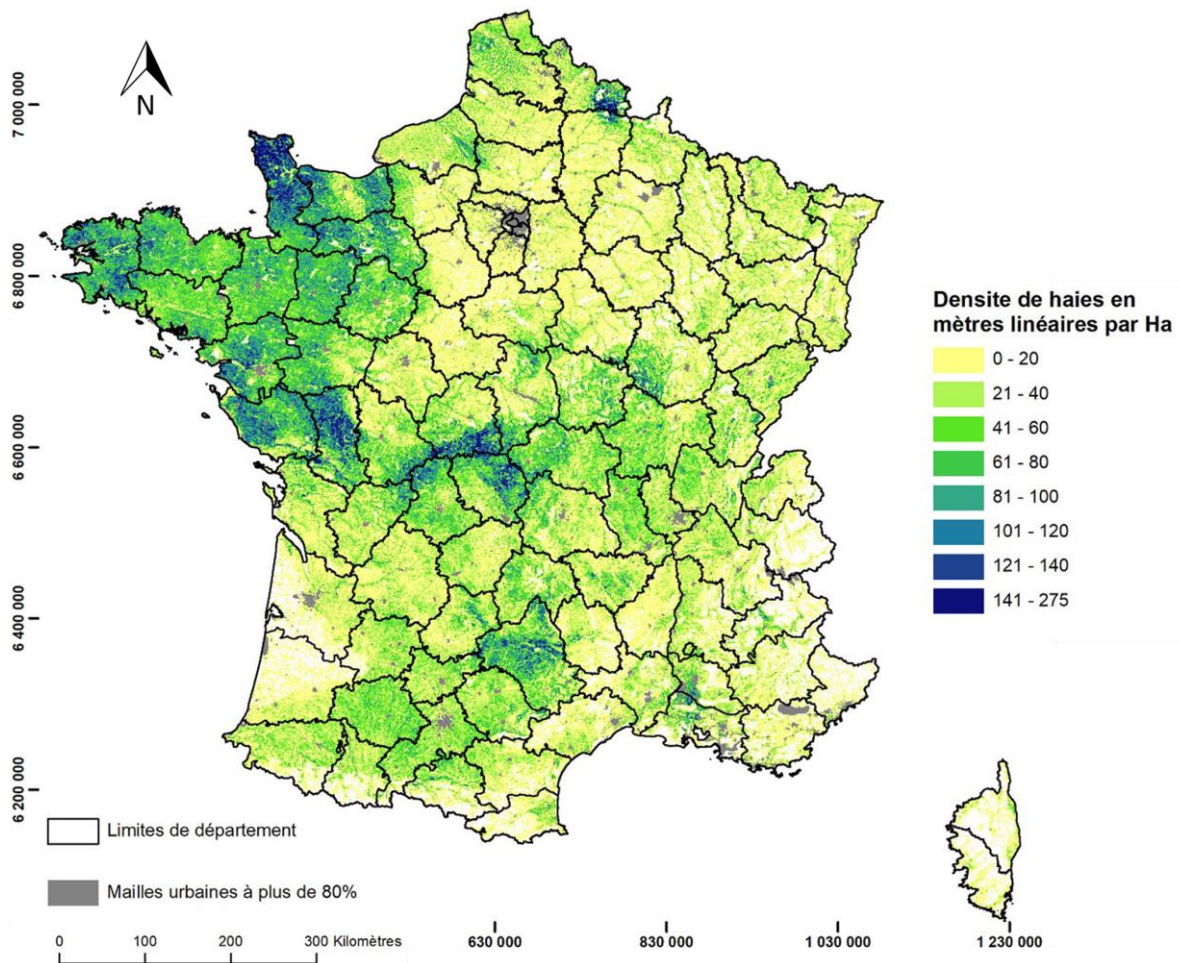


Figure 1. 2 Carte de la densité des haies en France métropolitaine (source : IGN et OFB, 2020).

L'existence d'une gestion, et le type de modalité de gestion des haies varient selon les fonctions ou l'absence de fonction des haies dans l'exploitation ou dans le territoire (ex : haie de bord de route) : production de bois de chauffage à usage domestique, pour la vente, production de bois d'œuvre ou mixte bois d'œuvre bois de chauffage, protection des animaux, etc...

Le mode d'usage et la superficie de la parcelle adjacente a également un impact sur la présence ou l'absence de haie, le type de haie privilégié et le mode de gestion de celle-ci (Baudry et Jouin, 2003). En Bretagne, les haies sont moins larges entre deux parcelles de cultures que des haies situées entre deux parcelles de prairies (Le Coeur et al., 1997; Baudry et al., 1998). Elles sont également plus présentes en bordure de parcelles de petite taille (moins de 2 ha) et en limite de propriété.

On retrouve également une diversité de modes de gestion au pied de la haie : présence d'un talus, association d'une bande enherbée à la haie. Les bandes enherbées sont de taille variable en fonction des parcelles et sont gérées différemment du reste de la parcelle en terme de fertilisation, de labour. Dans les parcelles de prairies, il est possible qu'une clôture délimite la bande enherbée du reste de la parcelle, empêchant ainsi le pâturage et le piétinement du pied de haie.

1.1.4 Cadres et mesures incitatifs à la préservation et/ou plantations de haies

Les différentes fonctions environnementales et écologiques citées dans la section 1.1.2.2 sont reconnues dans des politiques publiques pour la plantation et/ou le maintien des haies. En France, les haies ont commencé à être prises en compte par les politiques publiques à partir de 1992. Elles sont maintenant protégées par de nombreuses réglementations, notamment par la PAC, mais également par les codes de l'environnement (art. L.411-1), rural (art. D. 614-52), du patrimoine (art. L. 621-31), de l'urbanisme (art. L.123-1-5 et R. 421-23) et de la santé publique (art. L. 1321-2).

Parmi les mesures mises en place pour les haies, on peut distinguer les mesures de préservation des haies, les mesures d'incitation à la plantation de nouvelles haies, et les mesures de rémunérations des services écosystémiques rendus par les haies. Concernant les mesures de préservation des haies, depuis 2015, les réglementations de la PAC rendent obligatoire le maintien des haies d'une largeur inférieure ou égale à 10 m sans dérogation. De même, l'entretien des haies, et notamment la taille est interdite en période de nidification, du 1^{er} Avril au 31 Juillet (PAC bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE) fiche VII). Parmi les mesures d'incitation à la plantation, le programme « Plantons des haies » du plan de relance 2021 (DGPE/SDPE/2021-168) a été mis en place sur la période 2021 – 2022 et visait la plantation de 7 000 km de haies et d'alignements d'arbres inter-parcellaires. Cependant, ce type de cadre et de mesures n'ont pas suffi à endiguer la diminution du linéaire français, qui persiste à environ 23 500 km de perte nette par an (De Menthière et al., 2023).

En parallèle, des aides ont été mises en places pour assurer le maintien des haies dans le paysage agricole. La PAC propose le bonus « haies gérées durablement ». Cette aide financière a pour objectif de rémunérer la présence de haies en contexte agricole pour promouvoir les services écosystémiques qu'elles rendent lorsqu'elles sont placées et entretenues de façon à maximiser leur durabilité et leur

résilience au sein des exploitations (PAC 2023). D'autres aides financières existent pour aider à pérenniser les haies agricoles. Le Label Haie (AFAC-Agroforesteries, 2019b), proposé par le Ministère de la transition écologique et solidaire en 2019, visant à sauvegarder les haies en France en encourageant le développement de filières haies-bois durables. Le Label Bas Carbone (Décret n°2018-1043), inscrit dans la Stratégie Nationale bas carbone de 2019, avec pour objectif la valorisation du stockage du C des haies par l'intermédiaire du projet CARBOCAGE, qui rémunère les exploitants avec des pratiques stockant du C. Les mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC) mises en place en 2014 (CSO du 27 Mai 2014), aidant l'accompagnement des exploitants agricoles adoptant des pratiques respectueuses de l'environnement et indemnisant ceux respectant un cahier des charges relatif à l'entretien des haies. Enfin, les paiements pour services environnementaux (PSE) de 2018 (Plan biodiversité du 4 Juillet 2018), qui soutient les exploitants dont les pratiques contribuent à la préservation de l'environnement. Ces réglementations ont pour objectif de maintenir, voire d'augmenter le linéaire de haies français. Elles ont donc un impact direct sur le potentiel du linéaire de haies français à stocker du C dans les sols. Actuellement, ces réglementations ne sont pas suffisantes, et en France, on observe toujours une régression du linéaire de haies.

A l'échelle nationale, il existe un positionnement fort en faveur des haies d'associations telle que l'AFAC Agroforesterie, qui influencent les pouvoirs publics pour soutenir la promotion des haies, mais également leur valorisation économique.

1.1.5 Conclusion

Les systèmes agroforestiers avec des haies sont donc très diversifiés, que ce soit en terme de caractéristiques des haies, des fonctions qu'elles remplissent, de leur gestion ou des systèmes agricoles dans lesquels elles s'insèrent. Leur place dans les espaces agricoles a fortement régressé au cours du dernier siècle. La montée en puissance des enjeux environnementaux de préservations des ressources en eau et de la biodiversité, et plus récemment des enjeux associés à l'atténuation du changement climatique et à la production d'énergie renouvelable, remet d'actualité les besoins de connaissances et de références sur les fonctions environnementales des systèmes agroforestiers avec des haies, en particulier autour du stockage de C.

1.2 Stockage de C dans les sols agricoles

Cette section fait l'état des connaissances sur le stockage de C dans les systèmes agricoles, et en particulier dans les systèmes avec haie. Elle a pour objectif d'identifier les facteurs à caractériser et prendre en compte pour l'étude du stockage de C dans les sols dans de tels systèmes.

1.2.1 Stocks et dynamique du C organique dans les sols agricoles

Le C organique est l'un des composants du sol, contenu dans la matière organique. En France, pour les sols non calcaires, les teneurs en C organique représentent 0,2 à 10 % du sol sec (Meersmans et al., 2012). Dans les sols agricoles, les stocks de C, c'est à dire la quantité de C organique contenue par unité de surface, sont d'environ 85 t C. ha⁻¹ sous prairies et 52 t C. ha⁻¹ sous grandes cultures, dans les 30 premiers cm de sol (Pellerin et al., 2020). Les stocks de C du sol présentent une variabilité spatiale, que l'on se place au niveau local au sein d'une parcelle, ou à des échelles plus larges. Des travaux basés sur le Réseau français de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) montrent que les stocks de C varient de 10 à 230 t C. ha⁻¹ sur les 30 premiers cm de sol et au niveau des sols agricoles du territoire national (Martin et al., 2011). La distribution verticale du C dans le sol n'est pas homogène : il existe un gradient décroissant important de la surface vers la profondeur (Balesdent et al., 2018). Les stocks de C sur les 30 premiers centimètres de sol représentent environ la moitié des stocks de C totaux cumulés sur le profil de sol (Jobbágy et Jackson, 2000; Balesdent et al., 2018).

Le C organique du sol provient majoritairement des entrées de matière organique d'origine animale ou végétale dans les horizons superficiels de sol, mais également le long du profil de sol par l'intermédiaire des racines, grâce au renouvellement des racines fines et aux exsudations racinaires. Au cours du temps, des transferts verticaux d'une partie de la matière organique du sol (MOS) peuvent s'opérer via le travail du sol dans les parcelles cultivées, les actions de la faune du sol et des phénomènes d'illuviation, déplaçant le C vers les horizons de sol profonds. Dans le sol, la matière organique est rapidement décomposée et progressivement minéralisée par les microorganismes du sol ; le C est émis principalement sous forme de CO₂ via la respiration hétérotrophe. Les stocks de C dans le sol résultent de l'équilibre dynamique entre les flux entrant de C au sol, et les flux sortants via la respiration hétérotrophe (Figure 1.3).

Le temps de résidence du C du sol augmente avec la profondeur, avec des temps de résidence moyens de 92 ans sur les 30 premiers centimètres, et pouvant aller d'une centaine à plusieurs milliers d'années dans les horizons plus profonds (Balesdent et al. (2018)). Les stocks de C des horizons superficiels correspondent donc à des stocks élevés, mais régulièrement renouvelés tandis que les stocks de C des horizons profonds sont plus faibles mais plus stables.

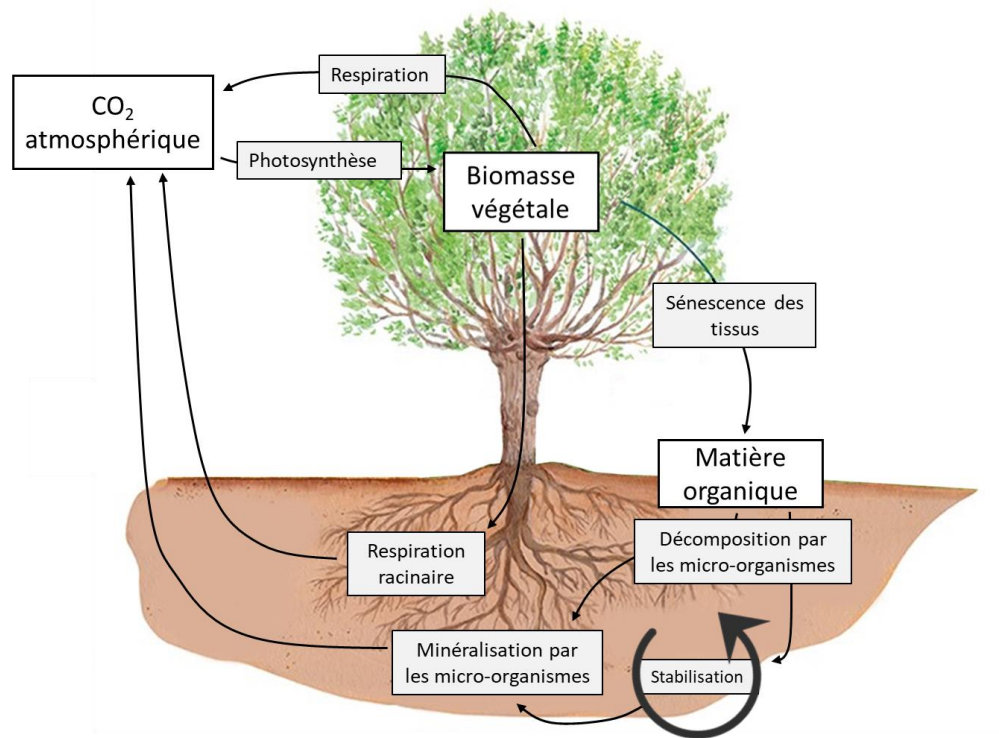


Figure 1.3 Cycle du carbone simplifié, à l'échelle du système sol-plante.

1.2.2 Processus de stockage et de déstockage du C dans les sols

Les processus de décomposition et de minéralisation de la MOS sont des chaînes de réactions chimiques catalysées par des enzymes dues à l'activité des organismes du sol et principalement à celles des microorganismes. Ces réactions permettent de dégrader progressivement les grosses molécules organiques composant les résidus végétaux et animaux entrants aux sol, en molécules organiques plus simples, jusqu'à la forme minérale (Figure 1.4). Ces réactions peuvent se produire si les molécules organiques sont accessibles aux microorganismes et à leurs enzymes et si les conditions de l'environnement local (oxygénation, pH, teneur en eau, etc.) à l'échelle spatiale micrométrique sont favorables à des microorganismes (Chenu et Stotsky, 2002 ; Pinheiro et al., 2015).

Aux différents stades de simplification moléculaires, les molécules organiques peuvent être protégées des microorganismes du sol par des interactions et/ou associations réversibles avec les composés minéraux du sol appelées processus de stabilisation de la MOS (Lehmann et Kleber, 2015). On distingue (1) des processus liés à l'adsorption / désorption des molécules organiques aux argiles ; (2) des processus de formation / destruction d'agrégats de sols incluant des molécules et fragments organiques (Lavalée et al., 2020; Cotrufo et Lavalée, 2022).

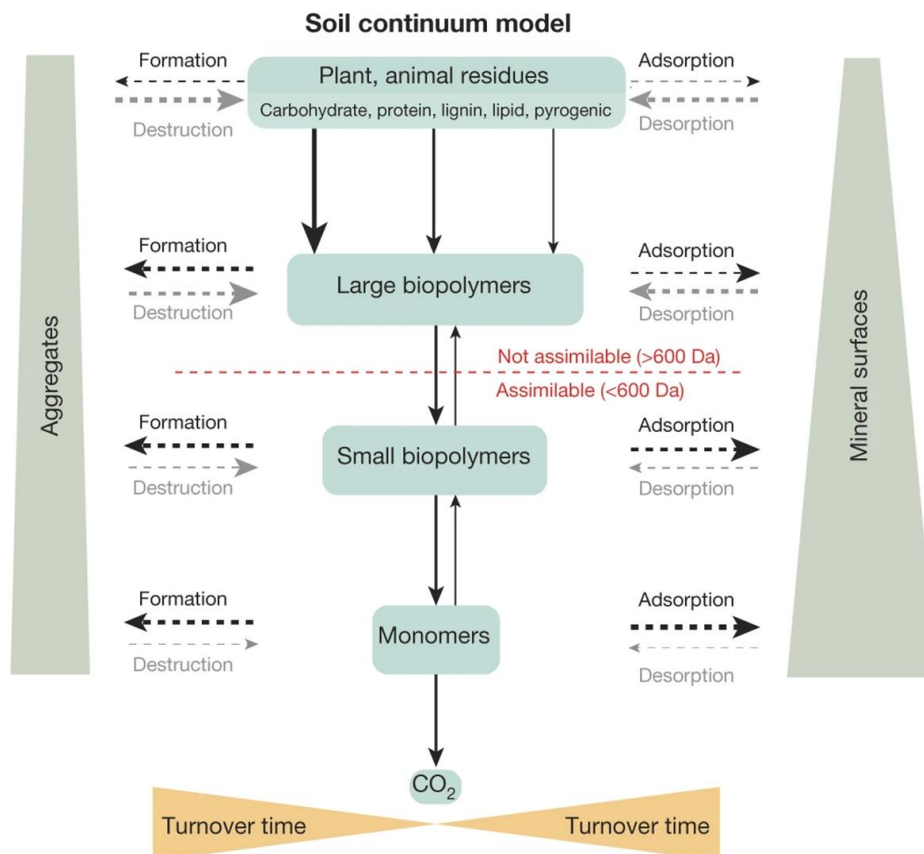


Figure 1.4 Processus de stabilisation de la MOS (tiré de Lehmann et Kleber, 2015).

Dans les sols, il est possible d'associer une taille de matière organique à un temps de résidence (Lavalée et al., 2020). Séparer les matières organiques en fonction de leur taille, puis mesurer le C contenu dans les deux fractions permet ainsi de savoir sous quelle forme le C est stocké dans le sol, et donc si ce C correspond à du C plutôt stable ou plutôt labile. Les MOS avec un temps de résidence long sont plutôt associés à la matière organique fine, en association avec les minéraux ou protégée au sein d'agrégats (MAOM, <50µm) tandis que celles avec un temps de résidence court correspondent plutôt à de la matière organique particulaire (POM, >50µm). La fraction MAOM contient en moyenne plus de MOS ainsi que de C que la fraction POM, cependant, elle est théoriquement soumise à un concept de

saturation (Cotrufo et al., 2019). Ce concept définit une limite maximale pour le C du sol qui dépend de la teneur en argile et en limons fins du sol. En effet, puisque le stockage sur le long terme du C se fait par association avec des matières minérales, en théorie, lorsque l'ensemble des matières minérales du sol sont mobilisées par de la MOS, alors il devient impossible de stocker du C stable supplémentaire (Stewart et al., 2007). Dans une situation de saturation en C du sol, alors le seul moyen d'augmenter les stocks de C se font au niveau de la fraction POM. Une étude récente de Begill et al. (2023) a cependant mis en avant que ce concept théorique avait des limites et ne se retrouvait pas toujours dans la pratique. Leur hypothèse, soutenue par de l'imagerie à haute résolution, est que les surfaces minérales ne sont pas limitantes pour le stockage du C dans les sols car les débris organiques associés à des argiles peuvent s'associer à d'autres débris organiques libres, et ainsi continuer à se stocker de manière stable. Le concept de saturation est donc actuellement sujet à controverse. La présence de calcaire actif dans les sols peut également aider à la stabilisation du C organique en le rendant insoluble par la formation de ponts Ca^{2+} ou en participant à la stabilisation des agrégats du sol (Rowley et al., 2018).

Le rapport C:N donne une information sur la capacité de la MOS à être dégradée et décomposée par la faune et les microorganismes du sol. En effet, pour que les microorganismes du sol puissent fonctionner de manière optimale, ils ont besoin à la fois de C comme source d'énergie et d'azote (N), notamment pour produire des protéines. De la MOS avec un déséquilibre entre le C et le N peut entraîner une diminution de l'activité des microorganismes, et de la décomposition de la MOS (Cui et al., 2022). Un C:N faible est donc associé à une MOS facile à minéraliser, tandis qu'un C:N élevé correspond à de la MOS plus difficile à dégrader. Le rapport C:N du sol et de la MOS est donc plutôt utilisé comme indice de la qualité de la MOS plutôt que comme un facteur qui aura une influence sur les stocks de C du sol. Il a cependant un impact non négligeable sur ce stockage. De même que les microorganismes du sol, les plantes ont besoin d'un certain équilibre entre le C et le N du sol pour avoir un fonctionnement efficace (Tipping et al., 2016; Bertrand et al., 2019). Un sol avec un C:N élevé pourrait avoir un impact négatif sur la production végétale et donc diminuer les entrées de C au sol. Le rapport C:N de la matière organique entrante dans le sol a également un impact sur le stockage de C. En plus d'être rapidement dégradé, la MOS avec un C:N faible peut potentiellement créer un effet de « priming », sur le C du sol, c'est-à-dire une minéralisation de la MOS stable par un ajout de matière organique fraîche et labile (Liang et al., 2017).

Compte-tenu des processus d'adsorption/désorption de la MOS aux argiles, les processus de stabilisation du C sont affectés par la texture du sol. D'après Plante et al. (2006), les sols riches en argiles offrent plus de surfaces minérales sur lesquelles les MOS du sol peuvent s'associer, les protégeant des microorganismes du sol (Dignac et al., 2017; Schweizer et al., 2021). C'est ce qui a permis de développer le concept de saturation en C de Hassink (1997).

La pluviométrie et la température ont également un impact sur le stockage de C. Une diminution de la pluviométrie, provoquant des sécheresses, a pour effet de diminuer l'activité des microorganismes du sol et donc de diminuer la minéralisation du C organique (Schimel, 2018). En parallèle, une augmentation des températures aériennes a le potentiel d'augmenter fortement l'activité des racines des plantes et des microorganismes du sol, et ainsi d'augmenter la respiration et donc les émissions de C du sol (French *et al.*, 2009; Jansson et Hofmockel, 2020).

D'autres propriétés du sol, telles que le pH, ont des impacts sur les processus de stockage de C. Cependant, ces propriétés du sol ne sont pas traitées dans le cadre de cette thèse.

1.2.3 Impact des usages des sols et des pratiques agricoles sur le stockage et la dynamique du C dans les sols dans des parcelles cultivées

Dans les systèmes agricoles, les usages et les pratiques agricoles peuvent affecter la dynamique et le stockage de C dans les sols par 2 biais : (1) à travers leur impact sur les flux de C entrant au sol ; (2) à travers leur impact sur les conditions édaphiques et sur les processus de stabilisation de la MOS, c'est-à-dire leur impact sur les flux de C sortant du sol.

1.2.3.1 Définition de la notion de stockage / déstockage additionnel de C lié à un usage des sols ou à une pratique

Le stockage additionnel de C lié à un usage de sol correspond aux différences de stocks de C entre deux mêmes sols avec un usage différent, et dont un des deux usages correspond à l'état initial et donc de référence de l'autre.

Dans les sols, la dynamique de stockage du C au regard des entrées de C au sol n'est pas linéaire. Au contraire, le taux de stockage de C diminue au fur et à mesure que les stocks augmentent jusqu'à atteindre un état proche de l'équilibre entre les entrées et les sorties de C (Arrouays *et al.*, 2002). Lors de la comparaison de stocks de C liés à une pratique ou à un usage des sols à des stocks de C de référence correspondant à l'état initial avant la mise en place de cette pratique ou cet usage, le choix des stocks de référence est très important. En effet, compte tenu de la non-linéarité du stockage, en

fonction des stocks dans la situation de référence, l'impact de l'adoption d'une pratiques ou d'un changement d'usage pourra différer (Figure 1.5).

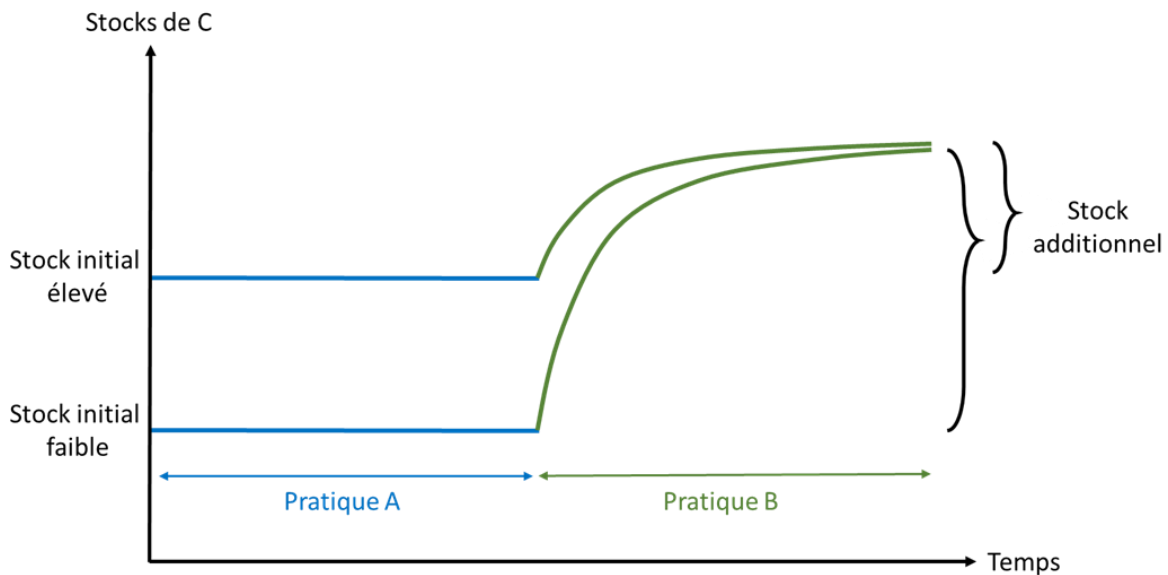


Figure 1.5 Hypothèse de cinétique du stockage de carbone du sol dans le cas d'un changement d'usage des sols.

1.2.3.2 Impact du type d'usage des sols

En France métropolitaine, les terres agricoles couvraient 28,5 millions d'hectares en 2018, soit 51 % du territoire, dont deux tiers correspondant à des parcelles cultivées et un tiers à des prairies permanentes (Agreste, 2021). Le type d'occupation du sol impacte particulièrement le stockage de C organique dans les parcelles agricoles, avec un taux de stockage annuel au niveau global plus important en prairies permanentes par rapport aux successions de cultures annuelles sur 1 mètre de profondeur (Guo et Gifford, 2002; Chan et al., 2011). Des travaux de (Beniston et al., 2014), suivant l'impact d'un changement d'occupation du sol de successions de cultures annuelles vers des prairies permanentes sous des conditions pédoclimatiques similaires, ont mis en évidence une augmentation des teneurs en C du sol de 25 % sur 1 m de profondeur 75 ans après le changement d'occupation du sol. Ces différences de teneurs en C sont associées à une biomasse racinaire sous prairies plus de 20 fois supérieure à celle sous cultures. Dans un contexte pédoclimatique donné, les prairies ont donc un potentiel de stockage de C supérieur aux cultures. Cette différence de potentiel de stockage de C est due aux entrées de C par la biomasse racinaire plus élevées sous prairies, mais également par la biomasse aérienne qui n'est que partiellement exportée en prairies par rapport aux cultures (Dignac

et al., 2017). Inclure des prairies temporaires dans les rotations de cultures permet d'augmenter le stockage de C du sol de ces systèmes (Lemaire et al., 2015; Guillaume et al., 2022). Le stockage de C du sol au niveau des prairies et des cultures sont cependant associés à une variabilité, dépendant entre autre du mode de gestion réalisé sur les parcelles.

Le stockage de C plus important sous prairie est principalement associé à une production végétale élevée. Cependant, l'intensité de la gestion réalisée sur la prairie, et notamment de la fauche et du pâturage, impacte la quantité de biomasse aérienne exportée, et donc le stockage de C. La fauche exporte jusqu'à 80 % de la production aérienne, principalement pour la production animale. La biomasse exportée par la fauche peut donc être partiellement restituée dans la prairie par épandage des effluents d'élevages. De son côté, le pâturage peut exporter jusqu'à 60 % de la production aérienne (Lemaire et Chapman, 1996). De plus, Graux *et al.* (2022) mettent en avant des apports de C au sol par sénescence des parties aériennes et racinaires des plantes en prairie 1,5 à 3 fois plus importantes que le C exporté par fauche ou pâturage. Une intensification du pâturage a cependant pour conséquence d'augmenter le piétinement des animaux et de diminuer la production végétale et les retours au sol de C (Soussana et Lemaire, 2014). Ainsi, en moyenne, en contexte tempéré le pâturage a un effet de stockage de C à des intensités faibles, et un effet de déstockage à des intensités moyennes à fortes. Les études sur ces 2 pratiques mettent en avant des taux de stockage moyen similaires entre des prairies fauchées ($0,23 \pm 0,07 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) et des prairies pâturées ($0,26 \pm 0,08 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Pellerin et al., 2020)).

Dans les successions de cultures annuelles, les résidus de culture, c'est-à-dire le système racinaire et la partie du système aérien qui n'est pas exportée, constituent les entrées de C au sol (Turmel et al., 2015). En contexte tempéré, la restitution des résidus de culture de céréales au sol permet un stockage additionnel moyen de $0,21 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Powlson et al., 2008). L'apport de C au sol par les résidus de culture dépend de la nature des cultures, mais également du mode de gestion, qui impacte la quantité de résidus aériens, notamment pour les céréales, dont les pailles peuvent être restituées au sol ou exportée, et pour le maïs, dont on peut récolter uniquement les épis (maïs grain) ou la majorité de la partie aérienne (maïs ensilage). Ainsi, la biomasse totale des pailles, menue-pailles, chaumes et racines des céréales d'hiver est de l'ordre de $8,8 \text{ t MS}\cdot\text{ha}^{-1}$ tandis que celle des cannes et racines du maïs grain est aux alentours de $3,2 \text{ t MS}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Pellerin et al., 2020). En Europe, la majorité des résidus de cultures exportés sont utilisés pour la litière ou l'alimentation des animaux et sont rapportées dans la parcelle sous forme de fumier (Scarlat et al., 2010). Les résidus de culture sont donc une variable importante pour le stockage de C dans les sols et dépendent du rendement et de la gestion de la parcelle.

1.2.3.3 Impact de la fertilisation organique

Dans des systèmes de culture et de prairies associées à de l'élevage, la fertilisation organique correspond à un apport de matière exogène provenant des effluents d'élevage (Agreste, 2014). Ces apports et leur impact sur le stockage du C du sol sont variables, en fonction de la nature ou de la quantité de la matière épandue. En moyenne, les composts ont un taux de stockage annuel de 0,48 t C.ha⁻¹.an⁻¹, les fumiers 0,31 t C.ha⁻¹.an⁻¹ et les lisiers 0,09 t C.ha⁻¹.an⁻¹ (Houot *et al.*, 2014). Dans les prairies pâturées, l'apport de déjection organique au pâturage peut représenter 25 à 40 % de la biomasse prélevée (Soussana et Lemaire, 2014).

1.2.3.4 Impact du travail du sol

Le travail du sol, en particulier le labour avec retournement du sol, peut avoir des effets directs et indirects sur les stocks de C. En retournant et mélangeant les horizons de sol, il provoque une homogénéisation de la répartition du C dans la zone labourée. Cette action peut détruire d'une partie des agrégats du sol (Weidhuner *et al.*, 2021), et favoriser l'accessibilité du C qui y est contenu aux microorganismes du sol. En aérant le sol, le labour favorise également l'activité des microorganismes aérobies et augmenter la minéralisation de MOS labile dans la zone travaillée. L'effet direct du labour sur l'activité des microorganismes n'est cependant plus visible après 4 jours (Calderón *et al.*, 2001). De manière plus indirecte, en améliorant la croissance des cultures, le labour permet d'augmenter la biomasse des résidus de culture qui retournent au sol, et donc d'augmenter le stockage de C dans les sols (Virto *et al.*, 2012). Il reste important de noter que les études travaillant sur l'ensemble du profil de sol n'observent pas de changement de stocks cumulés de C dans le profil de sol en diminuant ou supprimant le labour (Luo *et al.*, 2010). Le travail du sol n'aurait donc pas un impact fort sur les quantités de C du sol mais plutôt sur leur distribution dans le profil de sol.

1.2.3.5 Conclusion

Ainsi, dans les systèmes de cultures associés à l'élevage, comprenant à la fois des successions de cultures annuelles et des successions de cultures annuelles avec prairies et des prairies permanentes, les stocks de C du sol sont potentiellement hétérogènes en fonction de l'historique des usages. Au sein d'un même usage, une hétérogénéité des stocks de C peut également être trouvée en fonction des pratiques culturales.

1.2.4 Impact des systèmes agroforestiers avec des haies

1.2.4.1 Stockage de C dans les systèmes agroforestiers intra-parcellaires

Le sujet du stockage de C dans les systèmes agroforestiers intra-parcellaire reste encore peu étudié. Les références disponibles sont donc relativement peu nombreuses. Des références récentes ont cependant mis en avant une augmentation des stocks de C organique lors d'un changement d'occupation du sol de cultures à agroforesterie intra-parcellaire (De Stefano et Jacobson, 2018; Feliciano et al., 2018; Shi et al., 2018; Mayer et al., 2022). La synthèse de Mayer et al. (2022), centrée sur des contextes de climat tempéré et regroupant 20 études et 61 sites, a mis en avant des stocks de COS 17 % plus élevés sur les 20 premiers cm de sol au pied de la ligne d'arbres dans des parcelles agroforestières par rapport à leurs parcelles contrôles respectives avec la même végétation herbacée mais sans arbres. Les parcelles agroforestières étaient en place depuis 28 ans en moyenne, et n'avaient pour la plupart pas encore atteint un équilibre de stockage de C organique, avec un taux de stockage annuel de $0,21 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ et une forte hétérogénéité de distribution spatiale des stocks dans la parcelle. L'étude 4p100 en France a retenu la valeur de stockage de C de $0,25 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ce stockage se décompose entre $0,84 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sous la ligne d'arbres et d'herbacées, et $0,17 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans l'inter-rang (Pellerin *et al.*, 2020).

La présence d'arbres dans les systèmes agroforestiers a des impacts directs et indirects sur les stocks de C organique du sol et sur leur distribution dans le profil de sol. Ils apportent du C supplémentaire au sol dans leur voisinage, par l'intermédiaire de la chute des feuilles, et des racines (Montagnini et Nair, 2004; Oelbermann *et al.*, 2004). Le pied de la ligne d'arbres est généralement enherbé et la biomasse végétale n'y est pas exportée. Au niveau racinaire, les entrées de C peuvent se faire par plusieurs biais. Au niveau des arbres, les apports les plus importants se font via les exsudations racinaires (Villarino et al., 2021). Les entrées de C racinaires ont toutefois été peu étudiées dans les systèmes agroforestiers (Siegwart, 2023). Une synthèse de Panchal et al. (2022) en forêt à l'échelle globale estime les entrées de C via les exsudations racinaires à $1,18 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Par comparaison, les estimations sous prairies et sous cultures sont respectivement de $0,55$ et $0,33 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Les arbres en systèmes agroforestiers ont un développement racinaire différent de ceux en peuplement forestiers, cependant, ils apportent tout de même des quantités de C supérieures aux prairies et aux cultures par les rhizodépôts et le renouvellement des racines fines (Cardinael *et al.*, 2015). D'autres entrées proviennent du renouvellement continu des racines fines. En forêt, ces entrées de C sont en moyenne de $0,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sous climat tempéré (Brunner et al., 2013). Ainsi, les entrées de C

sont potentiellement supérieures au niveau du pied de la ligne d'arbres en comparaison aux parcelles adjacentes.

Dans les systèmes agroforestiers, la présence de végétation herbacée au pied des arbres peut avoir un impact sur le développement des racines des arbres. Si en forêt environ 50 % des racines fines des arbres sont concentrées dans les 30 premiers cm de sol, dans les horizons riches en C, les arbres peuvent s'enraciner plus profondément que la végétation herbacée (Sainju et Good, 1993; Jackson *et al.*, 1996). Ainsi, il est possible que les racines des arbres des systèmes agroforestiers se développent plus en profondeur, ce qui permet d'apporter du C en profondeur par ces racines (Mulia et Dupraz, 2006; Upson et Burgess, 2013; Cardinael *et al.*, 2015). L'impact des entrées de C par les racines sur le stock de C en profondeur n'est pas trivial. Si les racines permettent d'apporter du C dans des horizons de sol profond, elles peuvent également impacter négativement le C déjà stocké dans ces horizons. Les entrées de MOS par les racines sont plutôt sous une forme facile à dégrader et minéraliser par les microorganismes du sol (Merino *et al.*, 2015). Cette MOS peut donc potentiellement augmenter l'activité des microorganismes dans la rhizosphère, et ainsi créer un effet de « priming » (Zhou *et al.*, 2021).

Pellerin *et al.* (2020) soulignent cependant que la majorité des études sur le stockage de COS en agroforesterie ne sont pas des études diachroniques, qui compareraient en une même localisation, les stocks de C après implantation d'arbres dans une parcelle aux stocks avant implantation. Les données s'appuient sur des études synchroniques, où les stocks de C au voisinage d'arbre dans une parcelle agroforestière, sont comparés à des stocks dans une situation dite de référence qui présente une végétation cultivée identique à celle présente dans l'inter-rang de la parcelle agroforestière et souvent dans un contexte pédoclimatique similaire. Cette situation de référence peut être un point éloigné de la ligne d'arbre au sein de la parcelle agroforestière (Cardinael *et al.*, 2017; Seitz *et al.*, 2017; Siegwart *et al.*, 2023) ou un point situé dans une parcelle agricole adjacente (Peichl *et al.*, 2006; Winans *et al.*, 2016; Cardinael *et al.*, 2017), voire dans certains cas des références moyennes issues de la littérature pour l'usage des sols concerné.

1.2.4.2 Stockage de C dans les systèmes agroforestiers avec haies

1.2.4.2.1 Effet direct des haies sur le stockage de C dans les sols dans leur voisinage

Comparé aux systèmes agroforestiers intra-parcellaires, les haies sont uniquement localisées en bordure de parcelles. Cette particularité fait que à l'échelle de la parcelle, en comparaison aux systèmes agroforestiers intra-parcellaires, les haies ont un impact sur les stocks de C du sol au niveau d'une surface plus faible, uniquement au pied de la haie. Cependant, au pied de la haie, la différence

de gestion et de densité d'arbres entre une haie et une ligne d'arbres intra parcellaire peut offrir un potentiel de stockage de C plus élevé au niveau de la haie.

Mayer et al. (2022) ne montrent pas de différences significatives entre les stocks de COS des différents types d'agroforesteries sous climat tempéré. Cependant, ils montrent des taux de stockage de C localement au voisinage des arbres significativement supérieurs sous haies comparé à des systèmes agroforestiers sylvopastoraux dans les 40 premiers cm de sol et pour des sites ayant en moyenne 28 ans d'ancienneté.

Le Tableau 1.1 présente la synthèse des références disponibles en contexte de climat tempéré sur le stockage additionnel de C localement au voisinage de haies par rapport à une situation de référence sans érosion de sol ((Paulsen et Bauer, 2008; Dhillon *et al.*, 2017; Van Vooren *et al.*, 2018; Ford *et al.*, 2019; Van Den Berge *et al.*, 2021; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi *et al.*, 2022; Wenzel *et al.*, 2023)). Comme pour l'agroforesterie intra-parcellaire, ces références s'appuient sur des études synchroniques, où les stocks au voisinage des haies sont comparés à des stocks de références mesurées dans la parcelle adjacente à distance de la haie (Dhillon et Rees, 2017; Van Vooren *et al.*, 2018; Van Den Berge *et al.*, 2021; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi *et al.*, 2022; Wenzel *et al.*, 2023), à partir de références régionales sur l'usage des sols de la parcelle adjacente (Paulsen et Bauer, 2008), voire à partir de références nationale (Arrouays *et al.*, 2002). Ces références mettent en avant une hétérogénéité du stockage de C au voisinage des haies.

Dans le cadre de l'étude du stockage additionnel au voisinage de haies, c'est-à-dire de l'augmentation nette des stocks de C à proximité de la haie, la non-linéarité de la dynamique de stockage de C est cruciale pour déterminer le potentiel d'un sol à stocker du C additionnel. Si le sol sur lequel la haie est implantée a des stocks de C faibles, alors, le potentiel pour augmenter ces stocks par l'implantation de haie sera élevé (Pellerin *et al.*, 2020).

Pour des haies adjacentes à des cultures annuelles, les études montrent toutes une augmentation des stocks du C du sol au voisinage de la haie par rapport à la situation de référence, avec un stockage additionnel moyen de 26 t C. ha⁻¹. La synthèse de Drexler et al. (2021) a montré que les stocks de C étaient en moyenne 32 % plus élevés au voisinage d'une haie en bordure de cultures annuelles que dans la situation de référence, avec une erreur standard de 23 % (profondeur moyenne étudiée de 28 cm). Le stockage additionnel de C est donc soumis à une importante variabilité sous cultures.

Pour des haies adjacentes à des prairies, les références ne convergent pas et les résultats sont plus controversés. Tandis que certaines études montrent une absence d'impact significatif de l'implantation de haies en prairies sur les stocks de C (Paulsen et Bauer, 2008; Van Vooren *et al.*, 2018;

Holden *et al.*, 2019; Viaud et Kunnemann, 2021), d'autres montrent une augmentation significative des stocks de C presque similaire à des cultures annuelles (Ford *et al.*, 2019; Biffi *et al.*, 2022).

Si des études ont pu montrer un impact de l'âge de la haie sur les stocks de C du sol, avec des stocks additionnels de C plus importants à proximité de haies anciennes (Wenzel *et al.*, 2023), dans des situations avec des haies comparables, la variabilité du stockage additionnel de C, que ce soit au niveau de haies adjacentes à des cultures ou adjacentes à des prairies, n'a, à notre connaissance pas fait l'objet de travaux spécifiques.

Les synthèses traitant du stockage additionnel de C au voisinage de haies mettent en avant ce potentiel plus important de stockage additionnel niveau de haies implantées en bordure de parcelles de cultures par rapport aux haies implantées en bordure de prairies (Pellerin *et al.*, 2020; Drexler *et al.*, 2021). Ces synthèses comparent cependant des contextes très différents. La synthèse de Pellerin *et al.* (2020) compare majoritairement des systèmes de cultures bordées de haies situés à l'Ouest de l'Europe avec des systèmes de prairies bordées de haies localisées dans les grandes plaines du Canada. Ces références sont certes localisées sous climat tempéré, cependant, les différences de température notamment en hiver, rendent ces écosystèmes radicalement différents en terme de dynamique de stockage de C. Il existe donc un réel besoin de consolider les références actuelles sur le stockage de C des systèmes agroforestiers avec des haies dans des contextes comparables pour évaluer l'effet de l'occupation des sols sur ce stockage.

Les premières études sur le stockage du C à proximité de haies ont mis en avant l'impact des haies sur l'érosion des sols, qui résulte en une accumulation de sol au pied de la haie, et ainsi en un stockage additionnel au pied de la haie due à ce phénomène d'érosion (Walter *et al.*, 2003). Même si cet effet antiérosif peut être vu comme un stockage de C à l'échelle de la haie, si on se place à l'échelle de la parcelle, alors ce n'est plus qu'un déplacement de C par érosion.

En France, Viaud et Kunnemann (2021) ont montré que sous climat tempéré, à partir de 6 m de distance à la haie, on ne trouvait plus d'influence de la haie sur les stocks de C du sol dans les parcelles de cultures et de prairies adjacentes.

Tableau 1.1 Synthèse des références disponibles sur le stockage additionnel de C localement au voisinage de haies, pour différents types d'occupation du sol adjacente à la haie, dans des contextes de climat tempéré.

Occupation du sol de la parcelle adjacente	Référence	Lieu	Ancienneté de la haie (ans)	Profondeur du sol échantillonnée (cm)	Stock de C de référence moyen (Mg C.ha ⁻¹)	Stock de C du sol au pied de la haie moyen (Mg C.ha ⁻¹)	Stock additionnel moyen (Mg C.ha ⁻¹)
Cultures annuelles	Viaud et Kunnemann (2021)	France	> 30	30	65	63	1
	Van Vooren et al. (2018)	Belgique	< 30	30	36	44	8
	Wenzel et al. (2023)	Autriche	< 30	40	90	104	14
	Viaud et Kunnemann (2021)	France	< 30	30	76	59	16
	Dhillon and Rees (2017)	Canada	11 à 58	50	100	120	20
	Van Den Berge et al. (2021)	Belgique	> 30	23	59	82	23
	Wenzel et al. (2023)	Autriche	> 30	40	85	116	31
	Chiartas et al. (2023)	Etats-Unis	< 30	100	106	144	38
	Paulsen et Bauer (2008)	Allemagne	/	60	98	163	65
	Viaud et Kunnemann (2021)	France	< 30	30	108	94	14
Cultures annuelles avec prairies temporaires	Viaud et Kunnemann (2021)	France	> 30	30	125	84	42
	Paulsen et Bauer (2008)	Allemagne	/	60	296	163	-133
Prairies permanentes	Van Vooren et al. (2018)	Belgique	< 30	30	38	36	-2
	Van Vooren et al. (2018)	Belgique	> 30	30	40	39	-1
	Biffi et al. (2022)	Angleterre	< 30	50	131	125	6
	Ford et al. (2019)	Angleterre	1 à 100	15	62	68	6
	Viaud et Kunnemann (2021)	France	< 30	30	94	63	31
	Viaud et Kunnemann (2021)	France	> 30	30	110	64	46
	Biffi et al. (2022)	Angleterre	> 30	50	181	125	56

L'influence du type de haies et des modes de gestion est une question très prégnante chez les gestionnaires et les associations de promotion de la replantation des haies. Le rôle de la gestion sur le stockage de C est un argument mis en avant dans la promotion de plan de gestion des haies, bien que très peu de références scientifiques l'aient démontré et qu'il reste rarement étudié sous climat tempéré. Une étude de Crossland (2015) a mis en avant des entrées de C annuelles provenant de la chute de litière des arbres variant entre 0,83 et 1,23 t C. km⁻¹.an⁻¹ pour des haies non exploitées. En fonction du mode de gestion et du type de haie, la biomasse aérienne de la haie varie, et donc impacte les entrées de C annuelles. Les travaux de Crossland (2015) ont également montré un impact de la gestion de la haie sur les entrées de C au sol, avec des entrées plus faibles par la chute des feuilles l'année suivant une exploitation de la haie pour le bois, mais ces travaux présentent peu de mesures directes des entrées de C et s'appuient sur la modélisation. Certains types de haies qui consistent en des lignes d'arbres espacées de plusieurs mètres (haies d'arbres têtard) ou de lignes d'arbustes incluant des hauts jets à des distances régulières induisent également une forte variabilité latérale du stockage de C dans les sols (Dassot et al., 2022).

La majorité des données disponibles sur le stockage de C du sol à proximité des haies est centrée sur les horizons de surface, les échantillonnages s'arrêtant souvent aux 30 premiers cm de sol. Le potentiel de stockage additionnel de C par la haie en profondeur est cependant élevé, la haie ayant potentiellement un impact sur les entrées de C en profondeur par l'intermédiaire des racines. Ce stockage additionnel en profondeur peut également être plus durable que le C stocké en surface grâce aux conditions moins favorables pour les microorganismes du sol (Fierer *et al.*, 2003), à une absence de perturbation du sol et une protection de la MOS plus importante. Il convient donc de réaliser des échantillonnages au niveau d'horizons de sol plus profonds pour consolider les références actuelles sur l'impact de la proximité de la haie sur le stockage de C du sol.

1.2.4.2.2 Effets indirect des systèmes agroforestiers avec des haies sur le stockage de C dans les sols dans leur voisinage

La présence de haies en bordure de parcelle agricole a des impacts sur le microclimat au voisinage de la haie (Figure 1.6 (Guyot et Verbrugghe, 1976; Jacobs *et al.*, 2022)), mais également sur les pratiques au pied de la haie, qui peuvent elles-mêmes impacter les stocks de C du sol. A proximité de la ligne d'arbres, les caractéristiques des haies (hauteur et densité d'arbres, orientation de la haie, espèce...) ont des impacts sur la vitesse du vent, qui peut être plus ou moins diminuée par la végétation arborée et arbustive (Foereid *et al.*, 2002; Böhm *et al.*, 2014).

Les haies peuvent également impacter la température de l'air dans leur voisinage en réduisant les variations de températures journalières (Gosme *et al.*, 2016) ou par l'intermédiaire de l'évapotranspiration importante des arbres par rapport à la végétation herbacée.

Au niveau de la ressource en eau, la présence de la ligne d'arbres peut fortement diminuer les écoulements de surface et augmenter l'infiltration de l'eau dans les sols (Pavlidis et Tsihrintzis, 2018). Cependant, les arbres utilisent également cette ressource en eau qui peut potentiellement conduire à une compétition pour la ressource en eau (Coussement *et al.*, 2018). Avec le temps, certaines espèces d'arbres peuvent cependant changer la profondeur à laquelle elles captent de l'eau pour éviter la compétition potentielle avec la végétation herbacée (Link *et al.*, 2015)

L'impact de la ligne d'arbres sur le microclimat dans son voisinage, et notamment son impact sur la température et la teneur en eau du sol, peut modifier l'activité des microorganismes du sol, mais également diminuer la production végétale de la végétation herbacée à proximité, et donc par-là impacter les processus de stockage du C du sol.

A proximité de la haie, les usages des sols peuvent être différentes par rapport au centre de la parcelle de référence. De plus, la présence de la haie en bordure de parcelle peut impacter l'intensité des pratiques (labour, épandage), dont l'intensité peut parfois diminuer en se rapprochant de la haie. Ainsi, les stocks de C du sol peuvent être impacté différemment par les pratiques agricoles en fonction de la distance à la haie.

Strength of scientific evidence

- ++ Strong evidence
- + Moderate evidence
- + Based on process understanding, limited evidence
- Difficult to prove, no evidence

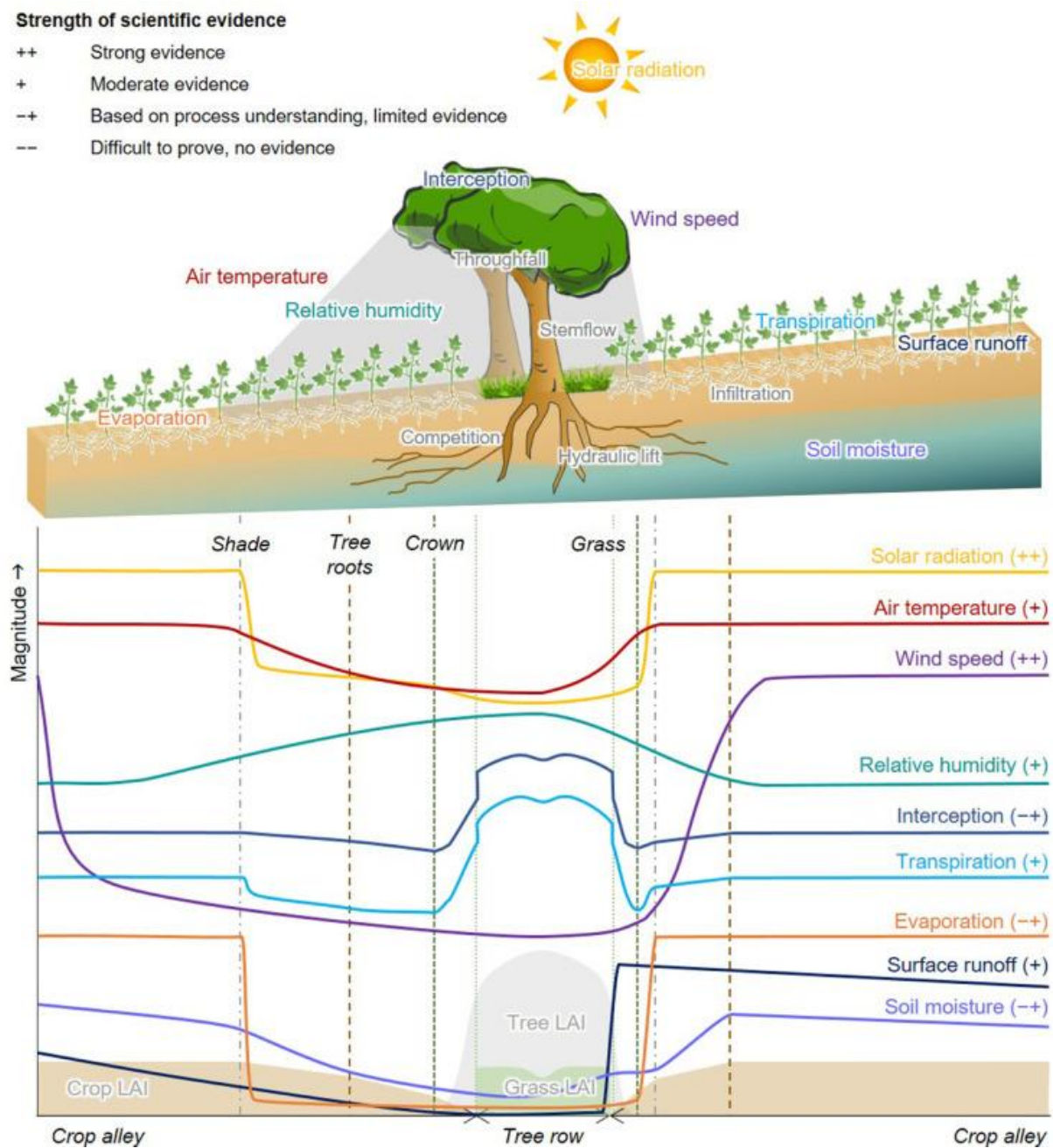


Figure 1.6 Gradients potentiels du microclimat au niveau d'une coupe transversale perpendiculaire d'une rangée d'arbre dans un système agroforestier tiré de Jacobs et al. (2022).

1.3 Synthèse : verrous de connaissances sur le stockage de C au voisinage de haies

Cet état de l'art montre que les haies représentent une part importante des systèmes agroforestiers en Europe de l'Ouest et que les enjeux de connaissances sur les fonctions environnementales des haies, en particulier sur le stockage de C sont forts et d'actualité. Il montre le potentiel de stockage de C additionnel dans les sols dans leur voisinage et la variabilité de ce stockage, y compris au sein d'un même climat tempéré. Il met également en avant le besoin de consolider les références et les

connaissances sur ce processus, en prenant en compte l'ensemble des stocks de C qui peuvent être impactés par la haie (en profondeur, en latéral) et en documentant finement les contextes pédoclimatiques et agronomiques (usage et pratiques dans la situation de référence) dans lesquels la haie s'insère.

Dans les sols de ces systèmes agricoles hétérogènes, le stockage additionnel de C au voisinage de la haie n'est pas uniquement influencé par les apports directs de C par la végétation de la haie, mais par une combinaison de facteurs qui peuvent moduler les différences de stockage entre le voisinage de la haie et la situation de référence, voire se compenser les uns des autres (effet indirects des haies sur leur voisinage dans le continuum haie-parcelles, stocks de références). A notre connaissance, il n'existe cependant pas de travaux qui font le lien entre cette variabilité et les caractéristiques spécifiques des systèmes « haie-parcelles » qui pourraient contrôler cette variabilité. Pour pouvoir parvenir à des conclusions sur la variabilité du stockage additionnel de C au voisinage de haie, il est donc nécessaire d'étudier le système haie-parcelle dans son ensemble, et pas la haie seule.

L'état de l'art met également en avant la diversité des entrées de C à proximité des haies. Celle-ci peut fortement impacter le stockage de C du sol, cependant, leur impact et l'impact de la haie sur leur distribution n'a pas été quantifié. La présence de la haie peut avoir un impact direct sur les entrées de C, en apportant du C par la chute des feuilles et le renouvellement des racines, mais également de façon indirecte ou à travers la production végétale et le mode de gestion des parcelles adjacentes. Elles peuvent donc impacter la forme sous laquelle le C du sol est stocké. Renseigner la distribution des entrées de C au sol à proximité des haies est donc un enjeu fort pour comprendre l'impact des haies et du contexte dans lequel elles s'insèrent sur le stockage de C du sol.

Pour réaliser une gestion durable des stocks additionnels de C au voisinage des haies, il est également important de savoir sous quelles formes le C qu'elles apportent est stocké. Des méthodes simples à mettre en place, comme le fractionnement granulométrique de la MOS et la caractérisation de sa distribution le long du profil de sol à proximité et loin des haies permettraient de savoir si le stockage additionnel de C du sol est stable ou s'il est réactif. Les informations sur l'impact des haies sur cette distribution des stocks de C et sur la variabilité de cette distribution sont cependant actuellement très limitées.

Ce travail de thèse propose donc une approche systémique des stocks de C et de leur distribution spatiale (verticale, latérale) le long du continuum haie parcelle dans des parcelles agricoles sous climat tempéré, et des facteurs qui peuvent moduler le stockage de C le long de ce continuum. Il s'organise en 3 questions de recherche.

Concernant la première question de recherche centrée sur la variabilité des stocks additionnels de C du sol au voisinage de la haie, l'objectif est de réaliser un échantillonnage sur un grand nombre de sites d'études pour renforcer et valider les connaissances sur le stockage de C du sol au voisinage des haies. L'objectif est également d'apporter de nouvelle connaissance en mettant en relation ces stocks additionnels au voisinage des haies avec les différentes caractéristiques du continuum haie-parcelle pouvant impacter leur variabilité.

La deuxième question de recherche, qui cherche à comprendre sous quelle forme la haie stocke du C additionnel, vise à renseigner la durabilité du stockage additionnel de C au voisinage des haies.

Pour finir, la dernière question de recherche a pour objectif de caractériser la distribution spatiale des entrées de C au sol pour des situations présentant des facteurs de contrôle du stockage additionnel de C différents, mis en avant par la première question de recherche.

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

2.1 Introduction

Pour aborder la problématique de cette thèse, il a été choisi de s'appuyer sur des observations et mesures au champs dans la moitié nord de la France, dans des parcelles utilisées par des agriculteurs. Le fait de mobiliser non pas des dispositifs expérimentaux mais des parcelles agricoles, permet d'accéder à un plus grand nombre de situations, à une diversité de contextes pédologiques et agronomiques, et de types de haies et à des combinaisons de ces contextes existants effectivement dans les paysages agricoles.

Les différentes questions de recherche mobilisent un échantillonnage emboîté. La première question de recherche se base sur l'échantillonnage principal, comprenant 45 sites d'études pour caractériser les stocks de C au voisinage des haies et leur variabilité. La deuxième question de recherche a été étudiée à l'aide d'un sous-échantillon de 18 sites, sélectionnés parmi les 45 pour étudier en détail la répartition des stocks additionnels de C dans deux fractions du sol et voir si la variabilité retrouvée sur les stocks totaux était retrouvée sur les stocks de chaque fraction. La dernière question de recherche se base sur une analyse détaillée de 2 sites d'études avec un usage des sols différents (culture et prairie), provenant de l'échantillonnage principal également. Ces sites ont été sélectionnés pour y mesurer la distribution spatiale des entrées de C au sol à différentes distances de la haie, et la relation entre les stocks de C du sol et ces entrées de C.

Au niveau des 45 sites d'étude, un échantillonnage des sols a été réalisé pour estimer les stocks additionnels de C au voisinage des haies. En plus de cet échantillonnage, une caractérisation des propriétés des sols, des caractéristiques des haies, du mode de gestion des parcelles et des entrées de C dans les parcelles a été réalisé.

Les chapitres 3 à 5 qui suivent, rédigés sous la forme d'articles scientifiques, vont reprendre des éléments de matériel et méthode présentés ici et les détailler.

2.2 Sites d'étude

Dans ce travail, un site d'étude correspond à une parcelle agricole bordée d'une haie.

2.2.1 Choix des sites

Cette thèse s'est inscrite dans le cadre du projet de recherche-action RESP'HAIES (RESilience et Performances des exploitations agricoles liées aux HAIES, 2019-2022, financement CASDAR - ADEME) coordonné par l'AFAC agroforesterie et visant à développer et renforcer les connaissances sur les haies (Viaud et al., 2022). Il est divisé en plusieurs axes de recherche : (1) caractériser les haies en tant que ressource territoriale, notamment pour la production de bois, (2) renforcer les connaissances sur les services écosystémiques rendus par les haies, (3) évaluer la contribution des haies aux performances des exploitations agricoles), (4) mettre en place des outils pour aider à l'implantation de haies et mettre en avant une gestion durable des haies. Ce travail de thèse participe à l'action 2.

Dans le cadre de l'action 2 de ce projet, 98 haies ont été sélectionnées dans 3 régions administratives françaises - Normandie (NO), Hauts-de-France (HF) et Bourgogne (BU) - pour établir un référentiel Français de cubage des haies bocagères permettant d'estimer la quantité de bois récolté lors d'une exploitation de la haie. Ces 98 haies ont fait l'objet d'une caractérisation poussée, avec des informations sur la nature du terrain et l'emplacement de la haie (pente et orientation par rapport à la pente, exposition au vent, présence de talus, etc.) et des informations sur la typologie et la morphologie de chaque haie (telles que le type de haie, la largeur et la hauteur moyenne, les essences présentes et leurs caractéristiques, etc.).

C'est parmi ces 98 haies que nous avons sélectionné les sites d'études supports de la thèse.

La sélection des sites d'étude s'est basée sur plusieurs critères :

- Peu de variabilité inter-sites des températures et pluviométrie moyennes annuelles
- Peu de variabilité inter-sites en termes de développement de profil de sol, mais un gradient de texture des sols, notamment de teneurs en argiles, et de teneurs en C.
- Absence de pente significative, et absence d'érosion hydrique significative, pour éviter les situations de redistribution des stocks de SOC à proximité de la haie par cette voie.
- Pas de changement d'usage récent (15 ans) des parcelles, absence de végétation ligneuse par le passé dans la parcelle (anciens vergers, forêt, haies) ou de structures pouvant influencer les stocks de C organique (anciens chemins, cours d'eau au niveau de la haie (Figure 2.1)).
- Gradient d'usage des sols dans les parcelles, pour représenter les systèmes de culture associés à l'élevage, avec un gradient de la part des prairies dans les successions de cultures.

La sélection a été réalisée à l'aide d'informations fournies par les gestionnaires des haies, par une analyse de photographies aériennes anciennes sur l'outil Géoportail (à partir de 1950) et en réalisant une recherche des unités cartographiques de sol (UCS) de chaque site.



Figure 2.1 Photographies aériennes de 3 sites d'études non retenus, avec d'anciens vergers dans les parcelles adjacentes (première et deuxième ligne) et d'une haie ainsi que d'une structure pouvant impacter les stocks de C du sol (troisième ligne). Les photographies de gauches ont été prises en 2020 tandis que les photographies de droite ont été prises en 1950.

2.3 Description des 45 sites d'étude (échantillonnage principal)

Nous avons retenu 45 sites d'étude, répartis dans les 3 régions couvertes par le projet Resp'Haie. (Figure 2.2, Tableau 2.1, Annexe 2). Ces trois régions sont des régions bocagères, c'est-à-dire qu'elles présentent un paysage marqué par la présence d'un linéaire de haies important et présent de longue date. Ce sont des zones de polyculture-élevage, avec une part importante de prairies, temporaires ou permanentes, dans la sole agricole.

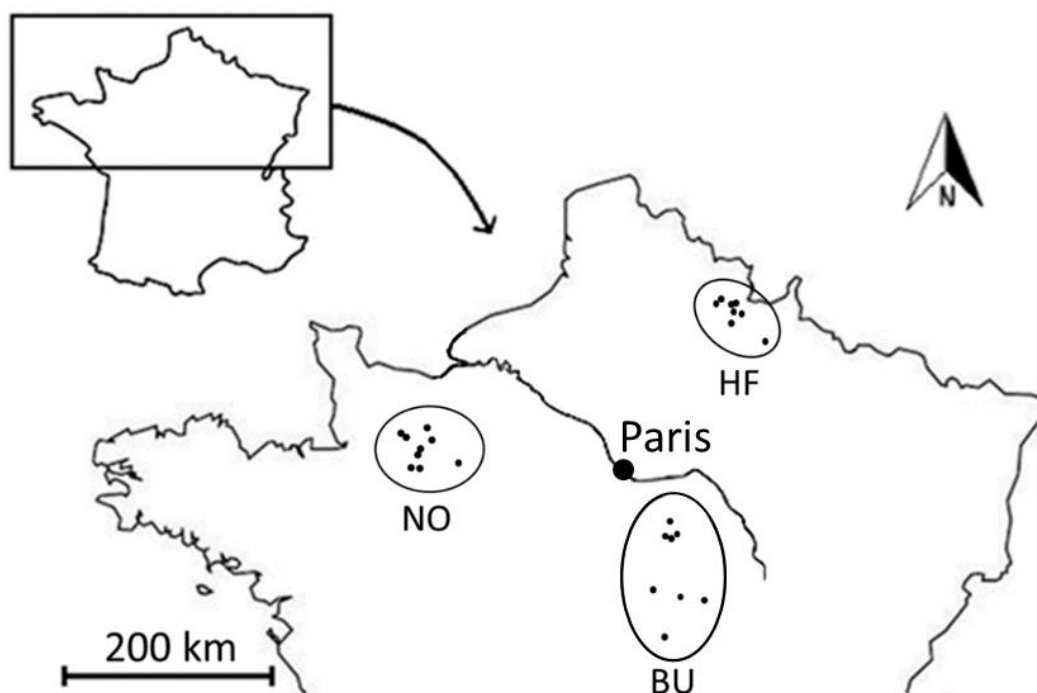


Figure 2.2 Localisation des 45 sites d'études dans les trois régions échantillonnées. NO = Normandie, BU = Bourgogne et HF = Hauts de France.

Tableau 2. 1 Recouvrement des classes granulométriques et des types d'usage des sols pour les 45 sites d'études.

Classe granulométrique	Usage des sols			
	Successions cultures / prairies avec bande enherbée	Successions de cultures annuelles	Successions cultures / prairies	Prairies permanentes
Argile	2	/	/	2
Limon Argileux Fin	1	3	/	4
Limon Fin	/	1	3	15
Limon	/	5	2	1
Limon Argilo Sableux	2	/	/	/
Limon Sableux	/	/	/	4

2.3.1 Climat

Les sites d'études présentent un climat tempéré océanique. En se référant aux données des stations météorologiques les plus proches, sur les 20 dernières années les températures moyennes annuelles sont de 11,4, 11,4 et 10,8 °C et la pluviométrie moyenne annuelle est de 721, 709 et 680 mm respectivement en NO, HF et BU (Figure 2.3).

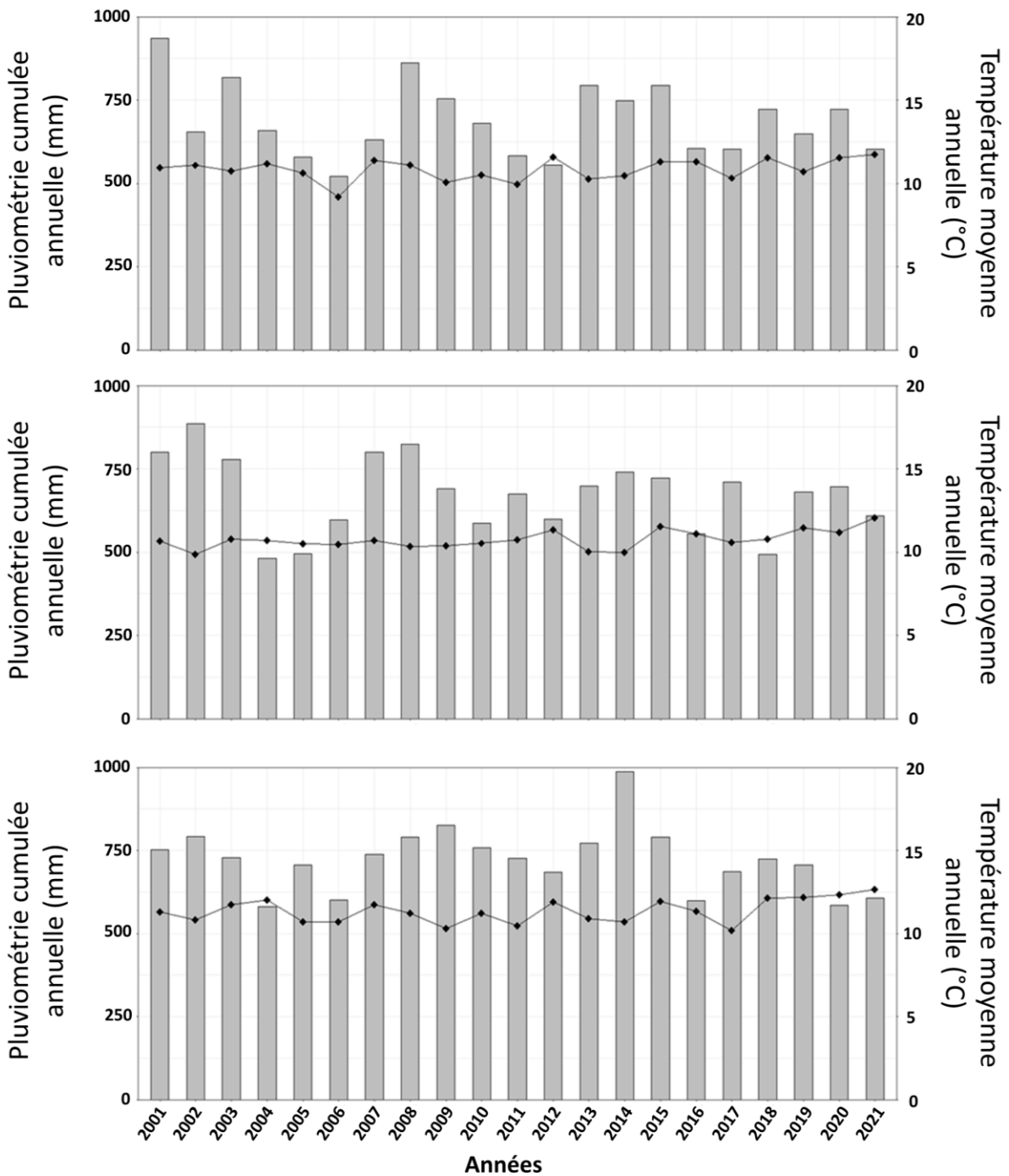


Figure 2.3 Température moyenne et pluviométrie annuelle aux stations météorologiques de NO (Argentan, A), de HF (Fontaine-lès-Clercs, B) et de BU (Ouges et Champforgeuil, C) entre 2000 et 2020.

2.3.2 Sols

Dans la région NO, les sols rencontrés sont des Brunisols avec des classes de textures correspondant à des limons, des limons fins, des limons argileux fin ou des limons sableux (Figure 2.4), présentant tous des traces d'hydromorphie à partir de 60 cm de profondeur (Baize et Girard, 2009). Dans les régions HF et BU, les sols rencontrés sont des Luvisols et des Brunisols. Au niveau de la région HF, les sols ont tous une granulométrie correspondant à des limons fins. Pour la région BU, 3 classes de textures sont principalement retrouvées : les limons sableux, les limons argileux fin et les argiles.

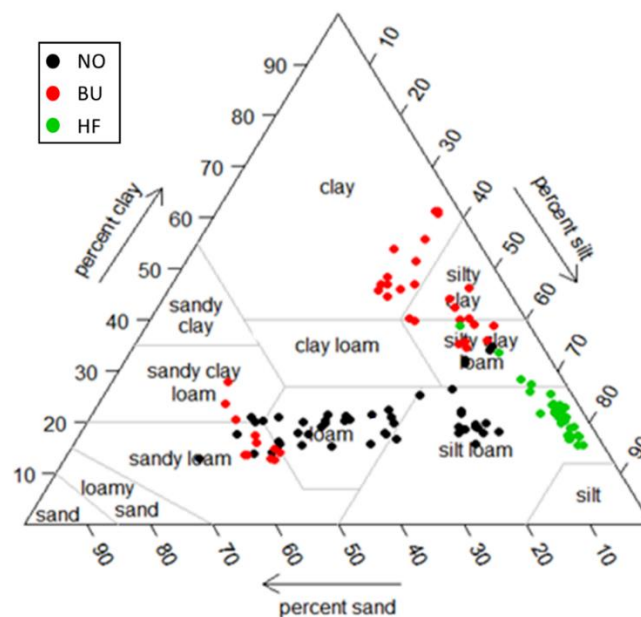


Figure 2.4 Distribution des classes de textures dans le triangle des textures USDA des 45 sites d'études dans les trois régions échantillonnées, NO, HF et BU.

Les travaux de Viaud et Kunnemann (2021) ont mis en avant une absence d'impact de la haie sur les stocks de C du sol à partir de 6 m de la haie. Dans le cadre de cette thèse, pour chaque site d'étude, les teneurs et stocks de C mesurés à 10 m de la haie ont été considéré comme des valeurs de références, non impacté par la haie et auxquels il est possible de comparer les teneurs et les stocks de

C à des points proches de la haie. Au niveau des points de références, en moyenne, les teneurs en C du sol sont de 30 g C. kg⁻¹ de sol au niveau des 15 premiers cm de sol et diminuent avec la profondeur (Tableau 2.2). Les stocks de C de référence varient entre 67 et 264 t C. ha⁻¹ et sont en moyenne de 30 t C. ha⁻¹ pour les 15 premiers cm de sol.

Tableau 2.2 Teneurs (g C. kg⁻¹) et stocks de C (Mg C. ha⁻¹) moyen en fonction de la profondeur au niveau des points de référence à 10 m des haies. Les valeurs entre parenthèses correspondent à l'erreur standard.

Profondeur cm	Teneur en C g C. kg ⁻¹	Stock de C Mg C. ha ⁻¹
0 - 15	30 (1.4)	30 (1.4)
15 - 30	20 (1.1)	29 (1.1)
30 - 60	9 (0.8)	56 (3.5)
60 - 90	4 (0.4)	21 (1.8)

2.3.3 Usages des sols dans les parcelles

Les parcelles agricoles sélectionnées n'ont pas subi de changement majeur d'usage des sols ces 15 dernières années. Pour caractériser les usages des sols ainsi que les pratiques agricoles associées, des enquêtes individuelles auprès des agriculteurs utilisant les sites ont été réalisées (Annexe 3). Dans le cadre de ces enquêtes, les pratiques ont été caractérisées à la fois à proximité de la haie et au centre de la parcelle pour prendre en compte les effets indirects potentiels de la présence de la haie sur l'intensité des pratiques.

Cette caractérisation des usages des parcelles peut être mobilisée à différents niveaux, au niveau de la typologie des usages des sols, à un niveau de description quantitatif des pratiques, et en estimant quantitativement les entrées de C.

Parmi les sites d'étude, 9 correspondent à des successions de culture annuelles, 11 correspondent à des successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires, et 25 correspondent à des prairies permanentes. Les parcelles de successions de cultures annuelles correspondent pour beaucoup à des rotations incluant du maïs et du blé. Seules deux parcelles incluent des intercultures

dans leurs rotations. Lorsqu'une prairie temporaire est incluse dans la rotation, celle-ci peut durer entre 1 et 5 ans en fonction du site. Les sites d'études choisis ont une surface en moyenne de 3.2 ha pour les successions de cultures annuelles, 8.9 ha pour les successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires et 3.6 ha pour les prairies permanentes.

Pour chaque site d'étude, les enquêtes ont permis de renseigner les successions de culture des parcelles ainsi que leur gestion. Les informations obtenues comprennent le rendement des cultures ainsi que le mode de gestion des résidus de culture après récolte ou de prairie après fauche et pâturage pour chaque espèce de la rotation, l'intensité du travail du sol (fréquence, profondeur), l'intensité de la fertilisation organique (type de fertilisant organique et quantité épandue), et l'intensité du pâturage (nombre et type de bétail, nombre de jours en pâturage moyen à l'année). Les enquêtes prennent également en compte l'impact potentiel de la présence de la haie sur l'intensité des pratiques à son voisinage.

Cinq des successions de cultures annuelles et des successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires possèdent une bande enherbée de 1 m de large au pied de la haie échantillonnée. Sur l'ensemble des 45 sites, 37 reçoivent de la fertilisation organique, qui correspond majoritairement à du fumier de bovins. C'est dans la région NO que l'on retrouve le plus de successions de cultures et de successions de cultures incluant des prairies temporaires, tandis que c'est dans la région HF que l'on retrouve le plus de prairies permanentes.

Avant l'implantation de cultures, les parcelles sont toujours labourées entre 15 et 25 cm de profondeur. Parmi les parcelles de prairies permanentes et les parcelles incluant des années de prairies temporaires, 8 sont uniquement fauchées, 8 sont uniquement pâturées et 20 sont à la fois fauchées et pâturées.

En se basant sur les connaissances des pratiques renseignées par les enquêtes et la littérature disponible, il est possible d'estimer les entrées de C au sol pour les différentes distances à la haie, provenant à la fois des résidus de culture et de fauche, de la fertilisation organique et du pâturage. Ces estimations sont décrites dans le chapitre 4.

2.3.4 Caractéristiques des haies

Les haies présentes en bordure des parcelles sélectionnées ont été décrites dans le cadre du projet Resp'haie, géré par l'AFAC Agroforesterie. Plusieurs niveaux d'informations ont été renseigné pour

décrire les haies, comprennent la typologie et la composition spécifique des essences et les données morphométriques des haies.

En se basant sur la typologie proposée par l'AFAC agroforesterie, les haies en bordure des sites d'étude correspondent majoritairement à 3 grands type, chacun associé à une région (Annexe 1). Ainsi, dans la région NO, les types de haies correspondent à des cèpée d'arbres avec ou sans hauts jets, avec comme essences principales le noisetier et le chêne. Dans la région BU, ce sont des cèpées mixtes ou des alignements de hauts jets composées de chêne et de charme qui sont présents. Dans la région HF, le type de haie dominant correspond à des alignements d'arbres têtard, avec ou sans des cèpées d'arbustes taillés sur les trois faces, et composé majoritairement de charme et d'aubépine. Il n'y a donc pas d'indépendance entre le type de haie et la localisation géographique dans cet échantillonnage. Les analyses de photographies aériennes ont pu montrer que toutes les haies étaient présentes depuis au moins 70 ans. Le bois de toutes les haies sélectionnées a été exploité en 2021 mais n'avaient pas été exploités depuis au moins 15 ans.

La caractérisation morphométrique des haies avait pour objectif d'estimer la biomasse aérienne sur pied pour un certain linéaire de haie. Ces données donnent des informations sur la hauteur moyenne de la haie, la largeur moyenne de la haie à différentes hauteurs (largeur au sol, à 1 m 30, au houppier) et le nombre d'arbres ou de cèpées présents dans la haie. D'autres informations ont également été récoltées pour chaque arbre ou arbuste de la haie, incluant l'essence et, pour les cèpées, le nombre de brins et leur diamètre. En parallèle, chaque haie a été exploitée pour mesurer la biomasse aérienne réelle exploitée. Les données morphométriques des haies n'ont pas été mesurées par le projet Resp'Haie en région BU.

2.4 Stratégie d'échantillonnage des sols dans chaque site d'étude

Pour étudier le stockage additionnel de C au voisinage des haies, une approche synchronique a été mise en œuvre, comparant les stocks de C du sol à proximité de la haie à ceux mesurés dans une situation de référence à la même date. La situation de référence retenue correspond à un point situé dans la parcelle adjacente à distance de la haie : en effet l'usage des sols dans les parcelles adjacentes n'ayant pas changé depuis au moins 15 ans, nous avons fait l'hypothèse que les stocks de C dans la parcelle sont à l'équilibre par rapport aux entrées de C. Dans le cadre de cette thèse, ce point de référence a été placé à 10 m de la haie en se basant sur des travaux réalisés précédemment et montrant qu'en l'absence de redistribution des sols par érosion, les stocks mesurés à cette distance n'étaient pas significativement différents des stocks de référence (Viaud et Kunnemann, 2021).

Au niveau de chaque site d'étude, entre Février et Mai 2021, des échantillonnages de sols ont été réalisés. 3 transects ont été placés perpendiculairement aux haies pour prendre en compte la variabilité latérale potentielle du C le long de la haie, et au niveau de chaque transect, 4 points ont été placés respectivement aux distances 1, 2, 3 et 10 m de la haie (Figure 2.5). A chaque distance, les sols ont été échantillonnés à quatre profondeurs différentes à l'aide d'une tarière hélicoïdale : 0-15, 15-30, 30-60 et 60-90 cm.

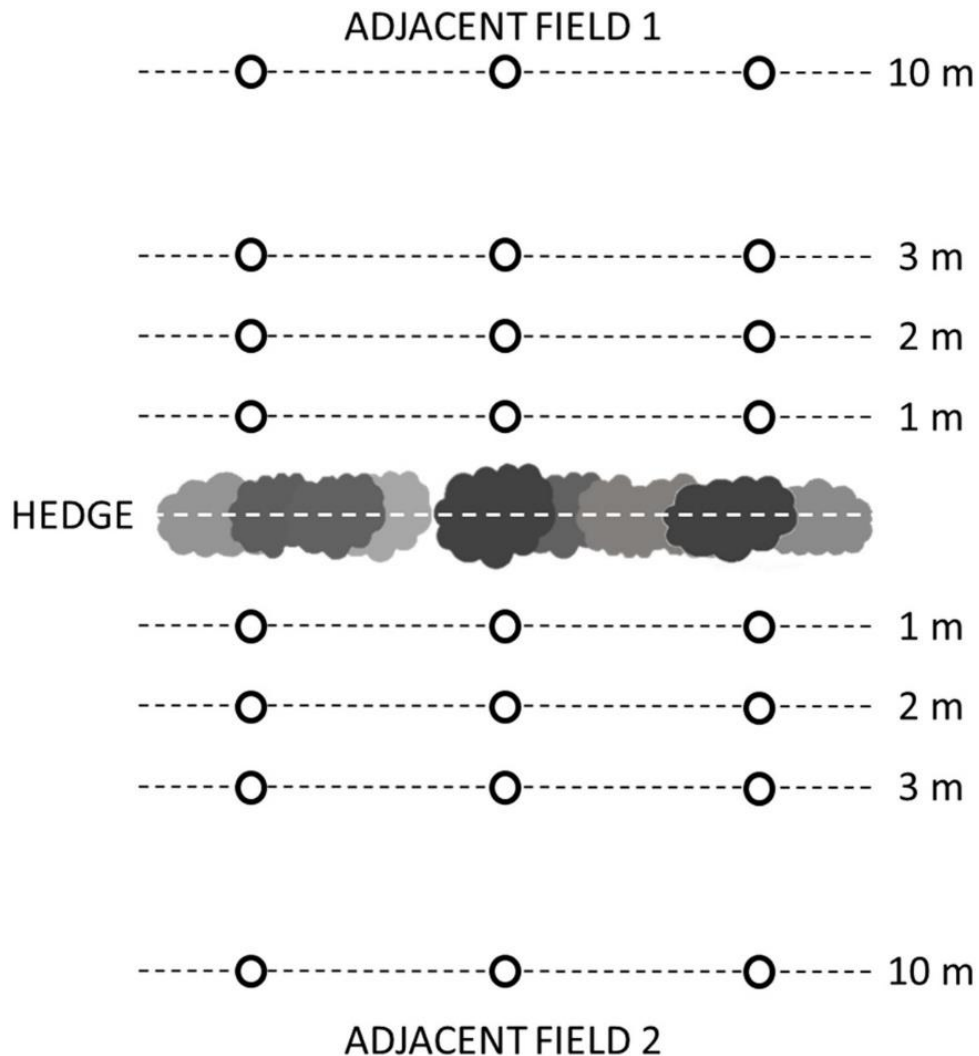


Figure 2.5 Stratégie d'échantillonnage des sols au niveau de deux parcelles adjacentes à une haie. Un composite de sol a été réalisé avec les échantillons d'une distance et une profondeur donnée.

Au niveau de chaque site, pour une distance et une profondeur donnée, un échantillon composite a été réalisé à partir des échantillons des trois transects. Ces composites ont ensuite été séchés pendant 72 heures à l'air libre avant d'être tamisés à 2 mm. Plusieurs analyses ont été réalisées sur les échantillons de terre fine résultant du tamisage. Une analyse de la teneur en CaCO₃ a été réalisée pour

estimer la présence ou l'absence de calcaire qui impacterait les mesures des teneurs en C (méthode volumétrique, NF ISO 10693 (AFNOR, 1995). En parallèle, la granulométrie des sols au niveau des points de référence et à 1 m de la haie ont été déterminé (méthode à la pipette, NF X31-107 (AFNOR, 2003)). Après décarbonatation, les échantillons ont également été analysé pour déterminer la concentration en C organique et en azote total.

Au niveau des mêmes points de prélèvements, un autre échantillonnage de sol a été réalisé aux profondeurs 0-15 et 15-30 cm à l'aide d'une tarière à mas racinaire pour mesurer la densité apparente du sol. Ces échantillons ont été séchés à 105°C pendant 48 heures pour ensuite les tamiser et mesurer la masse et le volume de la fraction grossière (> 2 mm) et de la fraction fine (\leq 2 mm) pour chaque profondeur et distance à la haie. La densité apparente a été calculée à l'aide de l'équation 1 :

$$\rho_z = \frac{M_{tot_z} - M_{CT_z}}{V_{tot_z} - V_{CT_z}} \quad (1)$$

Où M_{tot_z} (g) est la masse totale de l'échantillon pour l'horizon de sol z, V_{tot_z} est le volume totale de l'échantillon (cm^{-3}), M_{CT_z} est la masse de la fraction grossière pour l'horizon de sol z (g) et V_{CT_z} est le volume de la fraction grossière pour l'horizon de sol z (cm^{-3}).

Pour les profondeurs 30-60 et 60-90 cm, où les mesures de la densité apparentes n'ont pas été mesurées, une estimation des densités apparentes a été réalisée en construisant un modèle statistique basé sur le « Gradient Boosting Machine » (GBM). La construction de ce modèle est décrite en détail dans le chapitre 3.

Pour chaque horizon de sol, les stocks de C (t C. ha^{-1}) ont été calculés à l'aide de l'équation 2. Les stocks de C ont également été ajustés en utilisant la méthode des masses de sol équivalentes (Wendt et Hauser, 2013).

$$s_z = OC_z \times \rho_z \times h_z \times \left(1 - \frac{V_{CT_z}}{100}\right) \times 10^{-1} \quad (2)$$

Où OC_z est la concentration en C (g.kg^{-1}) de la fraction fine, ρ_z est la densité apparente de la fraction fine (g.cm^{-3}), h_z est l'épaisseur de l'horizon de sol z (cm) et V_{CT_z} est le volume de la fraction grossière dans l'horizon de sol z (cm^{-3}).

Le stock additionnel de C au voisinage des haies correspond à la différence entre le stock de C à une distance proche de la haie et les stocks de C au niveau du point de référence. Ainsi, les stocks additionnels totaux au voisinage de la haie ont pu être calculés de la façon suivante : dans un premier

temps, pour une distance et une profondeur donnée, lorsque les stocks aux distances proches de la haie étaient significativement supérieurs aux stocks de référence, la différence de stocks entre ceux proche de la haie et ceux de la distance de référence ont été calculés. Dans un second temps, pour une profondeur donnée, les stocks additionnels de C organique entre deux distances de la haie ont été calculés par intégration jusqu'à la première distance où les stocks ne diffèrent pas significativement des stocks de référence. Pour terminer, les stocks additionnels de chaque profondeur et distance, qu'ils soient positifs ou négatifs, ont été additionnés pour obtenir les stocks additionnels totaux au voisinage de la haie.

Les stocks additionnels associés aux haies peuvent être exprimés de deux façons différentes. Il est possible de les exprimer par hectare de haie, mais dans ce cas cette valeur n'est pas représentative de la réalité, il faut donc corriger ces stocks pour qu'ils représentent la surface occupée par des haies au sein de parcelles agricoles (Drexler *et al.*, 2021). Il est également possible de les exprimer par km ou par 100 m de haies (Viaud et Kunnemann, 2021). De cette façon, les stocks additionnels correspondent aux stocks additionnels réel apportés dans la parcelle agricole par une certaine distance de haie.

Pour aborder les différentes questions de recherche, un focus a été réalisé sur les différents sites d'études pour sélectionner des situations pertinentes. La première question de recherche dont l'objectif est de quantifier la variabilité des stocks additionnels de C dus à la présence de la haie, et de la mettre en relation avec différentes caractéristiques des haies, parcelles adjacentes et du contexte pédoclimatique, se basait sur l'ensemble des sites d'étude pour obtenir un jeu de données important permettant de caractériser avec précision la variabilité du stockage additionnel du C du sol. La deuxième question de recherche, qui quant à elle vise à comprendre l'impact des haies sur la distribution du C entre les différentes fractions du sol, a été travaillé à partir d'un échantillonnage plus restreint, de 18 sites d'études parmi les 45 précédents. Ce sous échantillonnage a permis de sélectionner des sites présentant des gammes d'occupation du sol, mais également de stockage additionnels qui étaient contrastés. La troisième question de recherche, c'est-à-dire celle centrée sur l'impact de la présence de la haie sur la distribution des entrées de C au sol, était aussi centrée sur un sous échantillonnage de la sélection précédente. Ainsi, seuls deux sites d'étude qui représentaient deux occupation du sol avec un potentiel de stockage de C contrasté (i.e. une succession de culture annuelle incluant des prairies temporaires et une bande enherbée à 1 m de la haie, et une prairie permanente) ont été retenus pour cette question de recherche.

Chapitre 3 : Stockage additionnel de C au voisinage de haies, insérées dans des systèmes associés à l'élevage – variabilité et facteurs de contrôle

3.1 Introduction du chapitre

L'objectif spécifique de ce chapitre est de quantifier le stockage additionnel de C organique au voisinage de haies dans des régions d'élevage, en particulier d'élevage bovins, en France en contexte de climat tempéré. Il s'agit de caractériser la variabilité du stockage additionnel de C au sein de ces systèmes et l'effet des propriétés des sols et des types d'usage des sols sur ce stockage additionnel.

Ce travail a donné lieu la publication d'un article dans le journal *Soil Use and Management* : (Lesaint et al., 2023). "**Influence of soil properties and land use on organic carbon storage in agricultural soils near hedges**", <https://doi.org/10.1111/sum.12928>. Ce chapitre intègre cet article scientifique.

Nous faisons les hypothèses suivantes :

- (1) Il existe une variabilité des stocks additionnels de C au voisinage des haies dans le gradient de contextes agro pédologiques étudiés ;
- (2) Les principaux facteurs de contrôle de la variabilité du stockage additionnel du C à cette échelle sont les propriétés du sol (texture, stocks de référence en particulier), les caractéristiques des haies et les usages des sols dans la parcelle adjacente, notamment la place des prairies dans la succession de cultures, et leurs interactions (Figure 3.1).

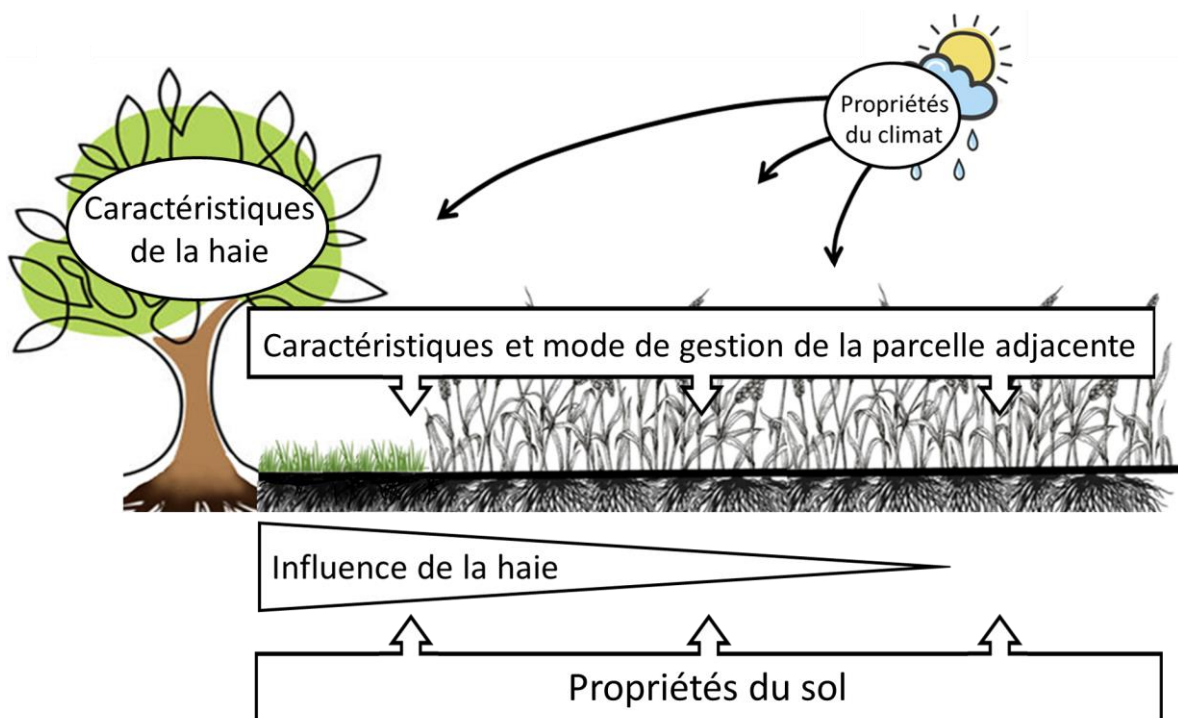


Figure 3.1 Représentation schématique de la première hypothèse de recherche et des facteurs principaux impactant la variabilité des stocks additionnels de C au voisinage de la haie.

Ce travail s'appuie sur l'échantillonnage principal à l'échelle des 45 sites d'étude (parcelles bordées d'une haie), dans 3 zones géographiques françaises, qui couvrent des gammes de propriétés du sol (texture et stocks de C de référence), d'usage des sols dans les parcelles, et de types de haies mais peu de différenciation du climat. Les stocks de C sont estimés jusqu'à une profondeur de 90 cm.

Article Influence of soil properties and land use on organic carbon storage in agricultural soils near hedges

Influence of soil properties and land use on organic carbon storage in agricultural soils near hedges

Lucas Lesaint¹ | Valérie Viaud | Safya Menasseri-Aubry

UMR SAS, INRAE, Institut Agro,
Rennes, France

Correspondence

Lucas Lesaint, UMR SAS, INRAE,
Institut Agro, 35000 Rennes, France.
Email: lucas.lesaint@inrae.fr

Funding information

Agence de l'Environnement et de la
Maîtrise de l'Energie; Special Allocation
Account for Agricultural and Rural
Development (CASDAR)

Supporting information

Additional supporting information can
be found online in the Supporting
Information section at the end of this
article.

Abstract

In this context of climate change, agroforestry systems are acknowledged to have a good potential to increase carbon storage in agricultural areas. However, the carbon storage potential of agroforestry systems still needs to be quantified accurately, especially for hedges. The objectives of this study were to (1) add references to the existing literature on the potential for soil organic carbon (SOC) storage near hedges and (2) identify the main factors that influence the variability in this potential. To this end, we sampled soil in the adjacent fields of 25 hedges in France with mixed crop-livestock agriculture, with sampling on both sides for 20 hedges and sampling on only one side for five hedges, giving a total of 45 study sites. We measured SOC stocks to a depth of 90 cm at distances of 1, 2, 3 and 10 m from the hedge. The results showed that hedges have a strong potential to store carbon in soils, with a mean increase of 15 % in SOC stock within 3 m of the hedge. This increase in SOC stock had high variability because of site characteristics. Additional SOC stocks were the largest in rotations of annual crops and grasslands with a permanent grass strip 1 m wide near the hedge, followed by rotations of annual crops, permanent grasslands and rotations of annual crops and grasslands. Large additional SOC stocks because of the hedge were also associated with soils that had a high C:N ratio. The contribution of this type of land management to soil carbon storage thus depends on the local context in which it is implemented.

KEYWORDS

agroforestry systems, carbon sequestration, climate change, field margins, hedgerow, temperate climate

3.2 Introduction

In this context of climate change, the Intergovernmental Panel on Climate Change has established that carbon (C) neutrality needs to be achieved by 2030 to limit the mean temperature increase to 1.5°C above pre industrial levels (Rama et al., 2022). National and international climate policies have been implemented towards adapting human activities to lower greenhouse gas emissions and mitigating climate change by sequestering carbon dioxide in soils and ecosystems. At the global level, soils are a major terrestrial compartment of C storage that store approximately 2400 Gt C (Batjes, 1996). A small change in soil organic C (SOC) stocks could thus influence the atmosphere and climate change greatly (Minasny et al., 2017; Pellerin et al., 2020). In agricultural soils, land use and soil management can strongly influence SOC storage. Among management options, agroforestry (i.e. planting trees in agricultural areas) is recognized as an effective mechanism for sequestering C and maintaining crop production. Trees can not only increase SOC stocks by increasing litter input to the soil, but also belowground input through fine root turnover and rhizodeposition, particularly in deeper layers (Cardinael et al., 2015; Upson et al., 2016). The lower intensity of soil management (e.g. tillage) next to the trees can also help stabilize and protect SOC (Jacobs et al., 2009; Guest et al., 2022).

Agroforestry systems vary greatly, differing in tree planting strategy (e.g. location, species and management) and the management of adjacent fields. In Europe, hedges are traditional agroforestry systems found frequently in livestock or mixed crop-livestock farming systems (Moreno et al., 2018). Hedge agroforestry systems consist of rows of trees and/or shrubs planted on field margins, next to arable land or grasslands. Hedges vary greatly in tree species, density, age and management (Baudry et al., 1998). In France, hedges declined massively in the second half of the twentieth century because of land consolidation programmes, massive changes in farming systems and increasing farm sizes. A denser hedge network can still be found in areas with mixed crop-livestock systems, where most are adjacent to either crop rotations that include annual crops and grasslands, or to temporary or permanent grasslands. In cropland, a grass strip may lie between the trees and the crop. Currently, environmental and agricultural public policies (e.g. the 'Let's plant hedges') measure of the French 'Plan de Relance' policy (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2021) which support the replanting of hedges promote in particular their role in storing SOC and mitigating climate change.

It is generally accepted that hedge agroforestry systems have the potential to store more SOC than similar agricultural systems without trees. However, few studies have focused on these systems, especially in temperate climates, and the SOC storage potential in both plant biomass and soils varies greatly at the global scale (Shi et al., 2018; Mayer et al., 2022). Estimates of the additional SOC stored by planting hedges depend on the land use in the adjacent field. Recent studies in Europe show that

SOC stocks increased by up to 30 % (i.e. $17 \pm 12 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$) in arable fields next to a hedge (Van Vooren et al., 2017; Van Den Berge et al., 2021). Results are mixed for hedges next to grasslands: while some studies concluded that hedges do not influence SOC stocks (Pellerin et al., 2020; Drexler et al., 2021), others showed an increase in SOC stocks near hedges, but with high variability among study sites (Ford et al., 2019; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi et al., 2022). Cardinali et al. (2014) showed no differences in SOC stocks among grass strips, hedges and a combination of the two when located in the same soil and climate conditions. Indeed, like natural grasslands, planting grass strips on land previously used for crops can increase SOC by nearly 40 % (a mean of multiple depths and experiment durations) (Conant et al., 2001).

Additional carbon stocks correspond to the net increase in stocks because of the presence of hedges and the associated grass strip if it exists as compared to a similar situation without hedge. Few studies have investigated multiple factors that might influence the amount of additional C stored in agricultural soils because of the presence of hedges. Some studies focused on hedge characteristics, hypothesizing that they strongly influence the amount of C input into the soil. Crossland (2015) simulated the influence of tree management and hedge vegetation structure on tree biomass and subsequent C input into the soil. Axe et al. (2017) showed that hedge biomass influences C input into the soil and thus soil C storage near the hedge.

Effects of soil properties on additional C storage because of the hedge before converting cultivated soils to hedges have also been rarely studied. However, a variety of mechanisms influences SOC storage and stabilization in soils, such as biotic mechanisms (e.g. plants, animals, microorganisms) and abiotic mechanisms (e.g. organo mineral interactions, location of organic matter in the soil) (Dignac et al., 2017). Soils with high clay contents protect organic matter most effectively (Chenu et Plante, 2006; Dignac et al., 2017), by adsorbing it (i.e. bonding it to the surface of clay minerals) or integrating it within micro aggregates, thus protecting it from microorganisms (Feller et Chenu, 2012; Uddin, 2017). Schweizer et al. (2021) showed that SOC in arable soils was more likely to be found in aggregates in high clay soils but as mineral associated organic matter in low clay soils. Many studies examined SOC as a function of soil texture and defined the concept of 'SOC saturation', in which stable SOC in a soil's fine fraction has an upper limit determined by its fine particle distribution (Hassink, 1997; Angers et al., 2011). The C:nitrogen (N) ratio is another important soil property that influences biological processes and can influence C cycling (Zaehle, 2013). C:N stoichiometry and N availability directly influence plant production (Bertrand et al., 2019), thus modifying C input from plant biomass. Tipping et al. (2016) showed that SOC concentration is positively correlated with the C:N ratio, regardless of the soil layer or land use, but it is unknown whether the soil C:N ratio before planting hedges influences organic matter degradability and C storage.

The aim of this study was to quantify the variability in additional SOC storage in hedge agroforestry systems in a temperate climate and in mixed crop-livestock agricultural systems. The specific objectives were to (1) consolidate references on the impact of the distance from the hedge on SOC stocks and additional SOC stocks and (2) rank the factors that influence additional SOC storage near hedges, with a focus on soil properties, hedge characteristics and land use in the adjacent fields.

3.3 Materials and methods

3.3.1 Study sites

The study was carried out in three study areas— NO, HF and BU— located in three different administrative regions of France: NO is Normandy, next to Flers (48.7512° N, 0.5753° W); HF is in the Hauts-de-France, next to Fontaine-lès-Vervins (49.8535° N, 3.8967° E); and BU is in Burgundy, next to Fontaines (47.6925° N, 3.2593 E) and Saint-Benin-d'Azy (46.9981° N, 3.3937° E) (Figure 3.2). NO, HF and BU have a temperate oceanic climate and, according to the closest weather stations over the past 20 years, similar mean annual temperature (11.4, 11.4 and 10.8°C, respectively), rainfall (721, 709 and 680 mm, respectively) and potential evapotranspiration (767, 590 and 686 mm, respectively). Agriculture in these areas is oriented mainly towards livestock production.

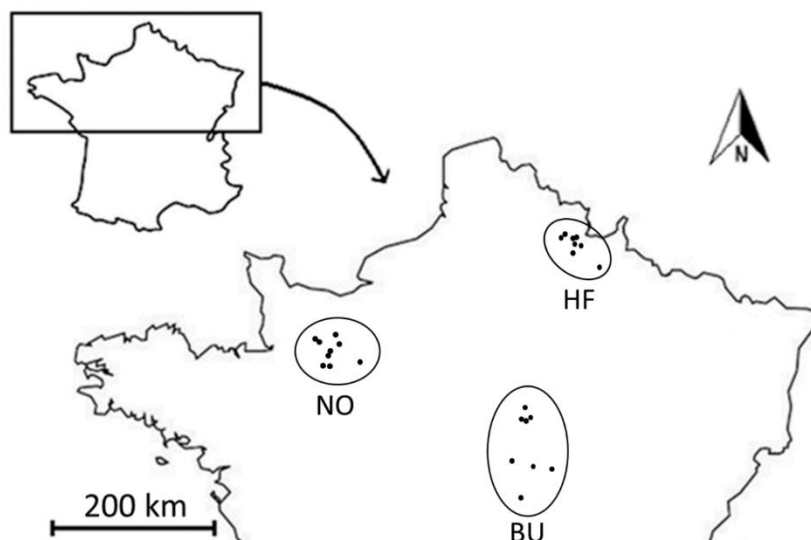


Figure 3.2 Locations of the hedges sampled (black dots) in the three study areas (Normandy [NO], Hauts- de- France [HF] and Burgundy [BU]) in France.

In each study area, we selected hedges—nine in NO and eight each in HF and BU, for a total of 25— (Table S3.1) identified by farmers' groups, who manage hedges to produce wood chips and firewood. The hedges we selected were also located on a flat topography, to avoid asymmetric soil erosion on the two sides of the hedge, which could influence SOC storage greatly. As remnants of a traditional hedge landscape, all hedges had been planted more than 70 years before. The exact ages of the hedges were unknown, but we verified that they existed on aerial photographs from 1950 to 1965. All were pruned in the year of sampling but had not been pruned during the previous 15– 20 years. Where possible, the influence of hedges on SOC stocks was measured on both sides of each hedge, resulting in sampling on both sides for 20 hedges and on only one side for five hedges. This yielded a sample of 45 fields next to hedges. A study site correspond to a field adjacent to a hedge. Based on the aerial photographs, we verified that no woody vegetation (i.e. orchards, hedges or fallow land) had been present in the fields in the last 70 years, nor 'artefacts' such as old roads.

3.3.2 Data collection

3.3.2.1 Soil sampling and analyses

Soils ranged from Brunisols to Cambisols to Haplic Luvisols and had a wide range of texture (Figure 3.3). In NO, soils had low clay content and contrasting silt (21 % – 66 %) and sand contents (8 % – 65 %). In BU, soils had high clay but low sand content (3 % – 20 %) or low clay but high sand content (52 % – 58 %). In HF, all soils had a similar texture, with very high silt content (50 % – 81 %).

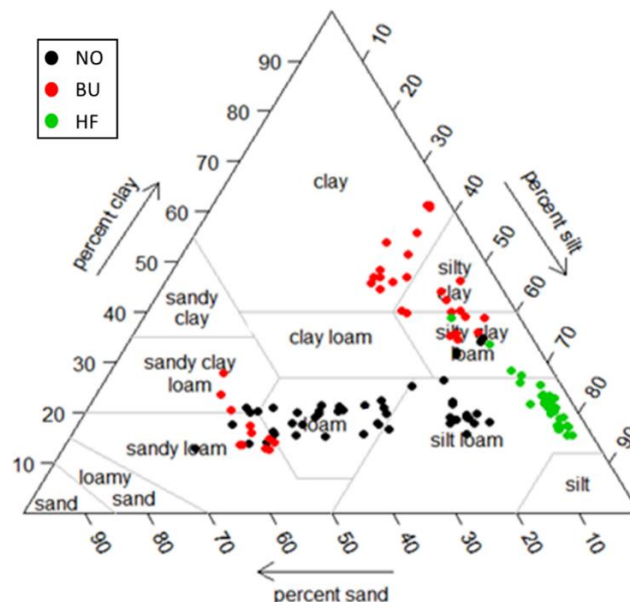


Figure 3.3 Distribution of soil textures of the 45 sites in the three study areas (Normandy (NO), Hauts-de-France (HF) and Burgundy (BU)) in the USDA soil texture triangle.

Soils were sampled from February to May 2021 on dates distant from those of fertilizer application and tillage operations. The soil sampling strategy was designed to measure SOC stocks next to hedges and to capture their spatial distribution in each of the 45 fields, hereafter called ‘study sites’. In each one, soils were sampled along three transects perpendicular to the hedge that were arranged to capture potential lateral variability in stocks along the hedge. Each transect was always placed in front of a tree to avoid increasing heterogeneity among samples. Four sampling points were located along each transect at 1, 2, 3 and 10 m from the hedge, respectively (Figure 3.4). At each point, four soil layers were sampled with a manual auger at depths of 0– 15, 15– 30, 30– 60 and 60– 90 cm, respectively. For sites with a grass strip up to 1 m, the sampling at 1 m from the hedge was done in the grass strip and for the sites without grass strips, the sampling at 1 m from the hedge was done in the field. We used a space-for-time substitution approach: SOC stocks measured at 10 m from the hedge were considered as the baseline SOC stocks of the adjacent field, to which the SOC stocks near the hedge could be compared. Previous studies in north western France showed that hedges did not influence measured SOC stocks further than 10 m from the hedge (Viaud et Kunnemann, 2021). Because of the high root density, no soil was sampled directly under the hedge.

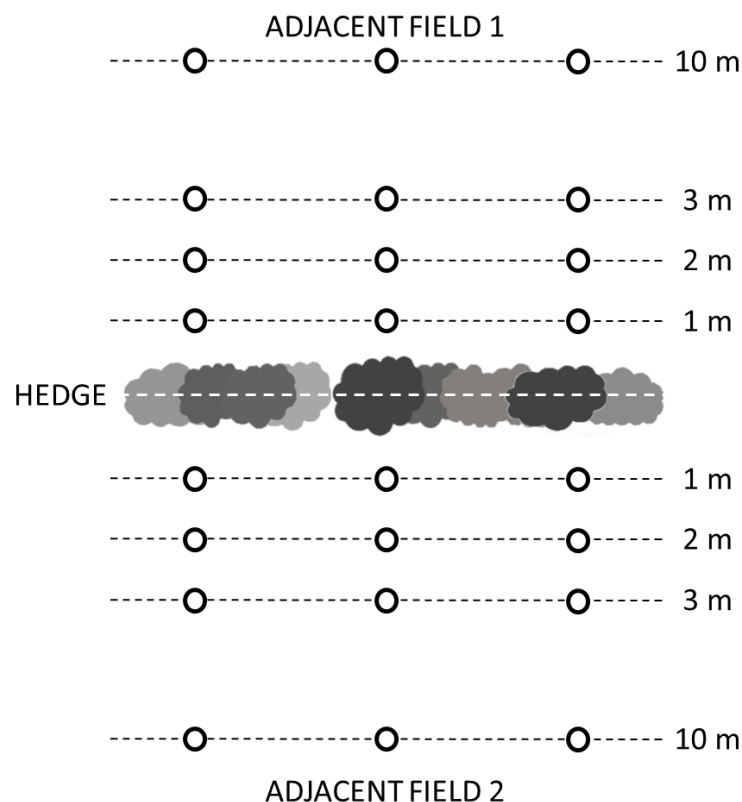


Figure 3.4 Soil sampling strategy in the two fields next to a hedge. For a given distance and depth, the samples collected from the three transects were bulked.

This study's one-time sampling introduced uncertainty in estimates of SOC stocks, as the current field management was not the same as the management 50– 100 years earlier. However, deciding that the point 10 m from the hedge corresponded to the situation before establishment of the hedge provided a local baseline in the same soil and climate conditions and allowed two points to be compared without increasing variability because of differing site characteristics.

For a given distance and depth, the samples collected from the three transects were bulked. The resulting composite samples were air dried for 72 h and sieved at 2 mm. Subsamples were analysed for CaCO₃ content (g.kg⁻¹) to assess whether CaCO₃ was present or absent at the baseline points (S_CA, qualitative variable) (volumetric method, NF ISO 10693 (AFNOR, 1995a)) and for silt content (S_SI, g.100 g⁻¹) and clay content (S_CL, g.100 g⁻¹) (pipette method, NF X31-1 07 (AFNOR, 2003)). They were then decarbonated before being analysed for SOC concentration (dry combustion, NF ISO, 10694 (AFNOR, 1995b)) and total N concentration (dry combustion, 13,878 (AFNOR, 1998)). The C:N ratio (S_CN) was calculated from the C and N concentrations. Potential SOC saturation of the fine particles (S_SAT) was calculated using the fine silt and clay contents (Hassink, 1997), and the SOC saturation deficit (S_DEF) was then calculated by subtracting the measured SOC concentration from S_SAT (Angers et al., 2011).

At each sampling point, soil was also sampled to measure bulk density. Undisturbed soil was sampled from 0 to 15 and 15 to 30 cm using a manual auger 15 cm high with an 8 cm internal diameter. The samples were weighed and dried at 105°C for 48 h to determine gravimetric water content. The mass and volume of the coarse fraction (>2 mm) were measured, and the bulk density (ρ_z) of the fine earth fraction (≤ 2 mm) for each soil layer (z) at each distance from the hedge was determined (Equation 3.1):

$$\rho_z = \frac{M_{tot_z} - M_{CT_z}}{V_{tot_z} - V_{CT_z}} \quad (3.1)$$

Where M_{tot_z} (g) is the total mass of the sample in layer z , V_{tot_z} (cm⁻³) is the total volume of the sample, M_{CT_z} (g) is the mass of the coarse fraction in layer z and V_{CT_z} (cm⁻³) is the volume of the coarse fraction in layer z .

For the 30–60 and 60–90 cm layers, bulk density was estimated by statistical modelling with a Gradient Boosting Machine (GBM), using the gbm package with R version 4.1.1 (R Core Team, 2021). To calibrate the GBM model, bulk density was measured from soil sampled from 0 to 90 cm in five fields in the Normandy and Burgundy regions, as well as data available for the three study areas from the French national soil monitoring programme Boulonne (2022) and from Jamagne (1973). The predictive variables used in the GBM model were bulk density from 0 to 15 and 15 to 30 cm, the depth

at which the sample was taken, the distance from the hedge, S_CN and S_ SAT. The accuracy of the resulting GBM model was then evaluated using the coefficient of variation (R^2) and root mean square error (RMSE).

The SOC stock (s_z , t.ha⁻¹) for each soil layer (z) at each distance from the hedge was calculated (Equation 3.2):

$$s_z = OC_z \times \rho_z \times h_z \times \left(1 - \frac{V_{CTz}}{100}\right) \times 10^{-1} \quad (3.2)$$

Where OC_z is the SOC concentration (g.kg⁻¹) of the fine earth fraction, ρ_z is the bulk density of the fine earth fraction (g.cm⁻³), h_z is the thickness of layer z (cm) and V_{CTz} (cm⁻³) is the volume of the coarse fraction in layer z .

SOC stocks were adjusted for an equivalent soil mass (Wendt et Hauser, 2013), and the 0– 15 and 15– 30 cm stocks were summed to be able to compare depths. Baseline SOC stocks (S_BA) at 10 m from the hedge were assumed not to have been influenced by the hedge.

3.3.2.2 Characterization of hedges

The vegetation structure (H_VS; coppices, pollard trees or mixed high stems and coppices) and presence or absence of a bank (H_B) was specified for all 25 hedges. More detailed information was collected from field measurements in two of the three study areas (NO and HF) (i.e. 15 hedges, and 29 fields): mean ground width of hedge vegetation (H_WG, in m), mean hedge width at a height of 1.5 m (H_

WH, in m) and mean maximum width of the tree crown (H_WC, in m). Additionally, hedge aboveground biomass (H_AB, t fresh matter. 100 m⁻¹ hedge) was estimated using models from the RESP'HAIES project, which developed benchmarks for assessing the aboveground biomass of hedges (Viaud et al., 2022). Two models were built from a large data set (95 hedges) that included the hedges from this study, using hedge-characteristic variables measured in the field, including mean hedge height, hedge length (H_L), H_WG, H_WH, H_WC, hedge species composition, number of trees per 100 m of hedge and for coppices, the number of strands per tree. The first model, created for coppices, used H_WG and H_L (Equation 3.3):

$$H_{AB} = 17.83503 \times H_{WG} + 0.05601 \times H_L \quad (3.3)$$

The second model, created for pollard trees, used H_WG, H_WC and H_L (Equation 3.4):

$$H_{AB} = 10.04251 \times H_{WG} + 0.06809 \times H_L + 0.82625 \times H_{WH} \quad (3.4)$$

The species composition of hedges was not recorded in detail, but the main tree species were *Corylus avellana* and *Fagus sylvatica* in NO, *Carpinus betulus* and *Crataegus* sp. in HF, and *Crataegus* sp. and *Quercus petraea* in BU.

3.3.2.3 Characterization of land use of the fields

The farms that contained the 45 fields sampled were surveyed. All farms produced livestock, mainly specializing in dairy cattle. Crop rotations and tillage and fertilizer application practices were recorded. The survey aimed to capture the main land uses and land management practices in the fields and specific potential land uses (e.g. presence of a grass strip) or land management practices next to the hedge (e.g. absence of fertilizer application, no tillage). Of the 45 study sites, nine were annual crop rotations, 11 were annual crop rotations that included temporary grasslands and 25 were permanent grasslands. Five variables were derived from the farm survey to characterize land use and land management in the reference situation at 10 m, and potential differential land use and land management practices at 1 m from the hedge: crop-rotation gradient (LU_CR), tillage gradient (LU_T), organic fertilizer application presence in the field (LU_OF), grazing presence in the field (LU_G) and temporary grassland duration in the field (LU_D). LU_CR was a qualitative variable with five levels: (1) rotation of annual crops up to the hedge, (2) rotation of annual crops that included temporary grasslands up to the hedge, (3) permanent grasslands up to the hedge, (4) rotation of annual crops that included temporary grasslands with a permanent grass strip at 1 m from the hedge or (5) rotation of annual crops with a permanent grass strip. Grass strips are managed separately from the rest of the field and are mowed every year. Because the last group pertained to only one of the fields, it was grouped with the previous group (i.e. rotation of annual crops and grasslands with a permanent grass strip). LU_T was a qualitative variable with two levels: (1) similar tillage at 1 m and 10 m or (2) no tillage between 0 and 1.5 m from the hedge. LU_OF was a qualitative variable with two levels: (1) presence or (2) absence of organic fertilizer application in the field. LU_G was a qualitative variable with three levels: (1) no grasslands in the rotation, (2) rotation that included grazed grasslands or (3) rotation that included ungrazed grasslands. All grazed grasslands were grazed up to the base of the hedges. LU_D was a qualitative variable with three levels: (1) no temporary grasslands in the rotation, (2) temporary grasslands <3 years old or (3) temporary grasslands more than 3 years old. See Tables 3.1 and 3.2 for a summary of each variable.

Tableau 3.1 Minimum, maximum, mean and standard deviation (SD) values for hedge characteristics and baseline soil properties descriptive variables.

		Unit	Min	Max	Mean	SD
Hedge characteristics						
Mean ground width	H_WG	m	0.62	2.15	1.01	0.43
Mean 1.5 m width	H_WH	m	0.66	2.17	1.19	0.36
Mean crown width	H_WC	m	3.4	14.23	8.7	3.2
Aboveground biomass	H_AB	t DM.100 m ⁻¹	6.01	28.14	18.4	6.66
Baseline soil properties						
C: N ratio	S_CN		9.66	14.27	11.74	0.98
Potential SOC saturation	S_SAT	g C. 100 g ⁻¹	15.56	34.13	23.38	5.31
SOC saturation deficit	S_DEF	g C. 100 g ⁻¹	-20.65	14.64	-2.03	8.28
Clay content	S_CL	g. 100 g ⁻¹	13	58.55	25.2	11.2
Silt content	S_SI	g. 100 g ⁻¹	26.2	80.35	53.41	17.42
Baseline SOC stocks	S_BA	t C. ha ⁻¹	66.36	264.05	133.5	44.65

Tableau 3.2 Number of sites for each levels of the qualitative variables.

		Variable levels	n (sites)
Hedge characteristics			
Presence or absence of a bank	H_B	Presence	16
		Absence	29
Baseline soil properties			
Presence or absence of CaCO ₃	S_CA	Presence	7
		Absence	38
Land use and land management practices			
Crop-rotation gradient	LU_CR	SAC	8
		SAC-TG	6
		PG	25
		SAC/GS	1
		SAC/TG/GS	5
Tillage gradient	LU_T	Similar between 1 m and 10 m	27
		Different between 1 m and 10 m	18
Presence or absence of organic fertilisation	LU_OF	Presence	35
		Absence	10
Presence or absence of grazing	LU_G	Not a grassland	9
		Grazed grassland	26
		Ungrazed grassland	10
Temporary grassland duration	LU_D	No TG in rotation	34
		≤ 3 year	5
		> 3 year	6

Note: With SAC/TG/GS, Successions of annual crops including temporary grasslands and a grass strip 1 m wide, SAC/GS, Successions of annual crops including a grass strip 1 m wide, PG = Permanent grasslands, SAC- TG, Successions of annual crops including temporary grasslands and SAC, Successions of annual crops.

3.3.3 Data analysis

Statistical analyses were performed using R version 4.1.1, with differences considered significant at $p < 0.05$. All graphs were plotted using the ggplot2 package (Wickham, 2016).

3.3.3.1 Baseline SOC stocks without hedges

We first investigated the variability in baseline SOC stocks (i.e. the absence of a hedge) and their relations with soil properties and land use at 10 m using Factor Analysis of Mixed Data (FAMD) (Lê et al., 2008). FAMD was performed for each layer separately to avoid giving relative weights to layers when defining each axis and thus to focus on describing other variables. To avoid redundancy, quantitative variables for the FAMD were selected using a correlation matrix (Figure S3.1). Correlation between quantitative and qualitative variables was assessed using ANOVA test and correlation between qualitative variables was assessed using Cramer's V test. From the quantitative soil properties (i.e. S_BA, S_CN, S_SAT, S_SI, S_CL and S_CA) and mean annual climate variables (i.e. temperature, rainfall and potential evapotranspiration), the variables selected were S_BA, S_CN, S_SI, S_CL and mean annual temperature. Two qualitative variables were also included: three categories of land use (i.e. annual crop rotations, annual crop rotations that included temporary grasslands and permanent grasslands) and S_CA in the soil. To avoid a strong influence of texture on the distributions of the other variables, which could have hidden certain trends, the texture class was added as a supplementary variable. The first three dimensions of each FAMD were investigated.

3.3.3.2 Estimation of additional SOC stocks provided by the hedge

We then estimated the additional SOC stocks provided by the hedge compared to baseline stocks at 10 m from the hedge. To this end, for each layer, we determined the influence of the distance from the hedge on the SOC stock. The Shapiro–Wilk test was used to assess the normality of data distributions, and data were log transformed when necessary. When normality assumptions were met, analysis of variance (ANOVA) and the Tukey HSD test were performed; when not, the non-parametric Kruskal–Wallis test was performed (De Mendiburu et Yaseen, 2020). The sampling design exhibited specific features: sampling locations were nested by fields, fields nested by hedges and hedges nested by study areas. Models took into account the sampling strategy and the fact that study sites next to the same hedge were paired. For the near-hedge distances (d) and layers (z) whose SOC stocks were significantly larger than baseline SOC stocks, additional SOC stocks (ΔS_{dz} , t C.ha⁻¹) were calculated as

the difference between the two stocks. The sampling design did not allow the influence of the hedge on SOC stocks to be distinguished from that of the grass strip. Additional SOC stocks thus corresponds to the increase in SOC stock because of the presence of hedges and of grass strips if they are present.

Total additional SOC stock (ΔS_{tot}) provided by a 100 m long hedge (and its adjacent grass strip if it was present) was then calculated by summing additional SOC stocks over the distances affected by the hedge, that is, by calculating the differences between the points at 1, 2, 3 m, from point at 10 m and then calculating by integration the additional SOC stocks in the area at 0–1 m, 1–2 m and 2–3 m from the hedge. For each soil layer, we assumed that the additional SOC stock was homogeneously distributed within 1 m of the hedge, and then decreased linearly to 0 at the first non significant distance. Additional SOC stock was also calculated from 0 to 30 cm (ΔS_{30}).

Relative additional stocks can be calculated for the effective area of the field influenced by the hedge, but as the hedge is located on only one edge, these additional stocks for the effective influence area of the hedge do not accurately reflect the overall impact of the hedge on the entire field. Relative additional stocks were thus calculated for (1) the effective influence area of the hedge, assuming a hedge length of 100 m (area of maximum 3 m wide and 100 m long) and (2) a 1 ha square field (100 m \times 100 m) with a hedge on one edge. When considering the effective influence area of a 100 m hedge, relative additional stocks correspond to the total additional stocks divided by the total baseline stocks for an area equal to that the effective area of the hedge. When considering a 1 ha square field, relative additional stocks corresponds to the total additional stocks divided by the total baseline stocks for an area of 1 ha.

3.3.3.3 Model selection

For each field sampled, we considered two dependent variables: total additional SOC stocks because of the hedge (ΔS_{tot}) and additional SOC stocks because of the hedge from 0 to 30 cm (ΔS_{30}). We used these two variables as response variables and analysed their association with (1) soil properties in the baseline situation at 10 m from the hedge (i.e. S_{CN} , S_{CA} , S_{SAT} , S_{DEF} , S_{CL} , S_{SI} and S_{BA}), (2) hedge characteristics (i.e. H_{VS} and H_{B}) and (3) land use and land management characteristics (i.e. LU_{CR} , LU_{T} , LU_{OF} , LU_{G} and LU_{D}) for the entire data set (45 sites). For building these models, study sites next to the same hedge were considered paired. We first assessed correlations between each pair variables using a Chi-square test for qualitative variables or Pearson correlation coefficients for quantitative variables. If two variables had a correlation coefficient >0.60 , only one of the variables was kept. The remaining soil, hedge, land use and land management variables were used as explanatory variables in multiple regression models, with ΔS_{tot} or ΔS_{30} as the dependent variable. Variables with significant effects were selected based on their Akaike Information Criterion score by

performing ANOVA of the model using step wise removal of non significant parameters. The contribution of each explanatory variable retained in the model was calculated as the sensitivity index (SI), which equalled the variable's sum of squares divided by the total sum of squares. To detect multicollinearity between the selected variables, the Variance Inflation Factor (VIF) was calculated using the 'car' package (Fox et al., 2019).

Similar model selection was performed using a subset of the data set restricted to NO and HF (29 fields), for which additional hedge characteristics (H_WG, H_WH, H_WC and H_AB) were available and included as additional potential explanatory variables.

3.4 Results

3.4.1 Baseline SOC stocks at 10 m from the hedge

For all 45 study sites, the mean S_BA ranged from 67 to 264 t C.ha⁻¹ (mean = 133 t C.ha⁻¹ (SE 6.6)). Mean S_BA decreased significantly as depth increased: 59 (SE 2.6), 56 (SE 3.5) and 21 (SE 1.8) t C.ha⁻¹ from 0 to 30, 30 to 60 and 60 to 90 cm, respectively. The GBM model selected to predict bulk density had an R^2 of 0.85 and RMSE of 0.10.

For 0–15 cm, the first, second and third axes of the FAMD explained 26.1 %, 21.2 % and 13.2 % of the variance in baseline SOC stocks, respectively, for a total of 60.5 % (Figure S3.2a, b). Along the first and second axes, the data distribution was similar for each layer. The first axis differentiated sites by their silt content, with sites with a high silt content having a lower C:N ratio. The second axis differentiated sites by clay content, with sites with a high clay content having a larger SOC stock. When projected on the first two axes, sites were grouped by their texture class. For 0–15 cm, the third axis differentiated sites by land use, with significantly larger SOC stocks in annual crop rotations than those in permanent grasslands (Figure 3.5a).

The mean C:N ratio decreased significantly as depth increased: 11.1, 10.4, 9.8 and 9.3 from 0 to 15, 15 to 30, 30 to 60 and 60 to 90 cm, respectively. The baseline C:N ratio ranged from 6.8 to 11.5 among all sites, with no significant impact of organic fertilizer application frequency.

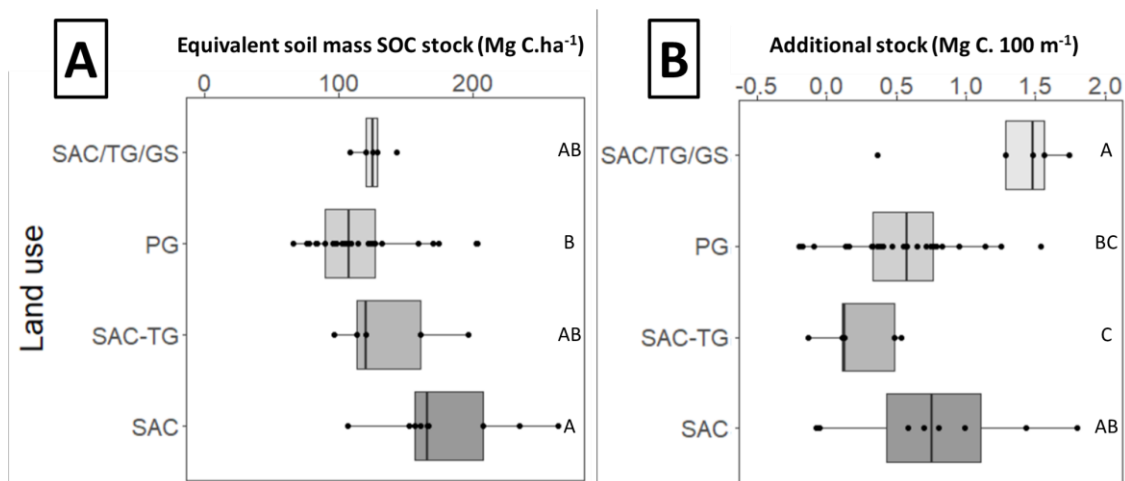


Figure 3.5 Boxplots of (a) equivalent soil mass total SOC stocks ($t.ha^{-1}$) at 10 m from the hedge and (b) total additional SOC stocks ($t C.100 m^{-1}$) as a function of land use. Different letters indicate significant differences between land uses. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range; PG, Permanent grasslands; SAC, Rotations of annual crops; SAC/TG/GS, Rotations of annual crops that include temporary grasslands and a permanent grass strip 1 m wide; and SAC - TG, Rotations of annual crops that include temporary grasslands.

3.4.2 Influence of distance from the hedge on SOC stock and the C:N ratio

SOC stocks varied by depth and distance (Table 3.3). Mean total SOC stocks were 174 (SE 9), 147 (SE 6.4) and 140 $t C.ha^{-1}$ (SE 6.5) at 1, 2 and 3 m from the hedge, respectively. Total SOC stock at 1 m from the hedge (174 $t C.ha^{-1}$) was significantly larger than the baseline stock (133 $t C.ha^{-1}$). From 0 to 30 cm, SOC stock at 2 m from the hedge (67 $t C.ha^{-1}$) was also significantly larger than the baseline stock (59 $t C.ha^{-1}$) (Figure 3.6). Compared to the baseline C:N ratio, the C:N ratio was significantly higher at 1 m from 0 to 90 cm, at 2 m from 0 to 60 cm and at 3 m from 0 to 30 cm (Figure 3.7). From 0 to 15 cm, the mean C:N ratio was 11.9 (SE 0.19) at 1 m from the hedge, 11.2 (SE 0.14) at 2 m from the hedge, 10.9 (SE 0.13) at 3 m from the hedge and 10.2 (SE 0.11) at 10 m from the hedge.

Tableau 3.3 Equivalent soil mass soil organic carbon (SOC) stocks ($t.ha^{-1}$) at 1, 2 and 3 m from the hedge for each layer sampled and the total.

Soil depth (cm)	Equivalent soil mass SOC stocks ($t.ha^{-1}$)			
	1 m	2 m	3 m	10 m
0–15	41 (11.9)A	34 (9.3)B	32 (9.1)BC	30 (9.4)C
15–30	37 (11.1)A	33 (8.4)AB	31 (7.7)BC	29 (7.2)C
30–60	72 (29.7)A	61 (23.2)AB	58 (22.8)B	56 (23.5)B
60–90	31 (16.2)A	23 (11.6)B	23 (12.5)B	21 (11.3)B
Total	174 (60.7)A	147 (43.1)B	140 (43.5)B	133 (44.4)B

Note: Values in brackets are standard errors. Letters show significant differences between distances.

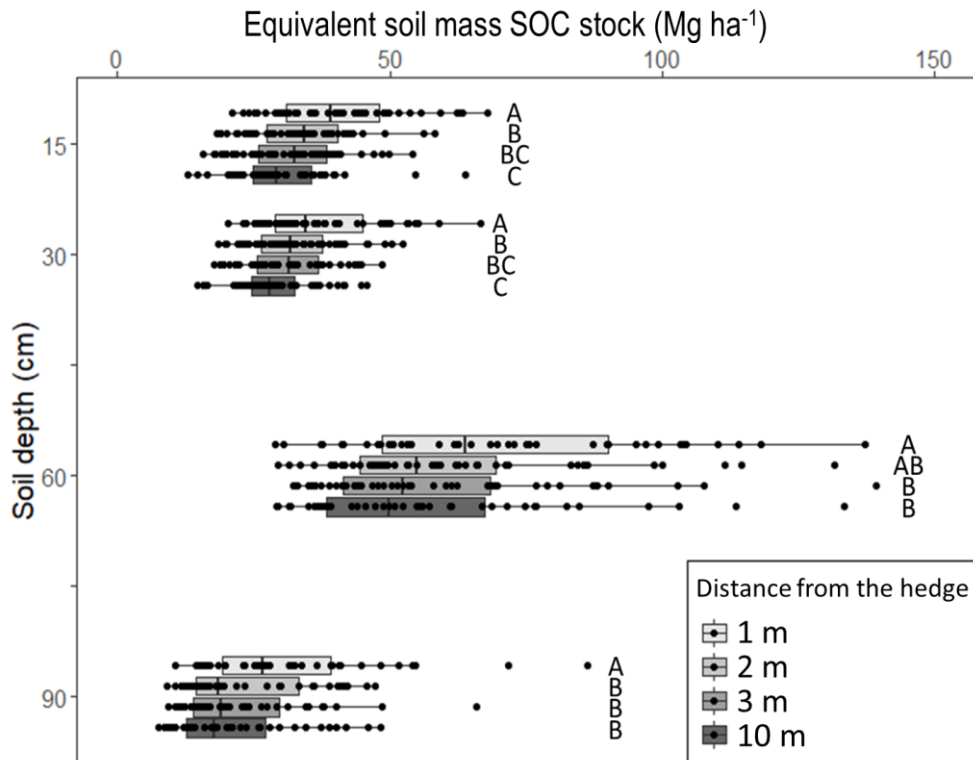


Figure 3.6 Boxplots of equivalent soil mass soil organic carbon (SOC) stocks (t.ha^{-1}) as a function of depth (0–15, 15–30, 30–60 and 60–90 cm) for each distance from a hedge (1, 2, 3 and 10 m). Different letters indicate significant differences for a given layer. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

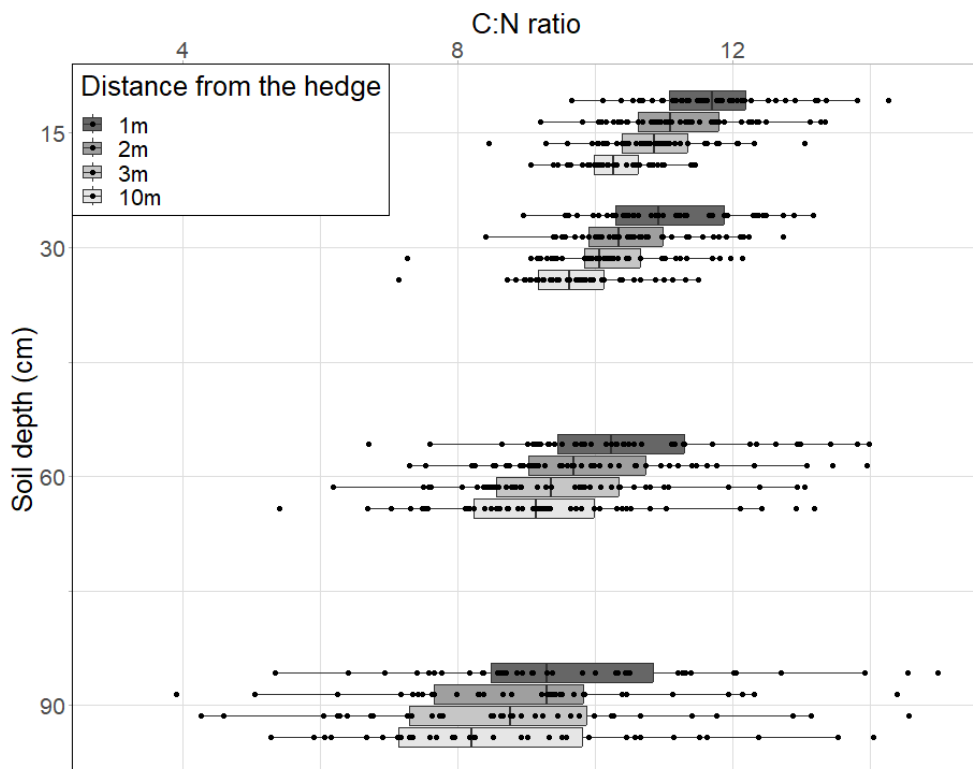


Figure 3.7 C:N ratio as a function of depth (0–15, 15–30, 30–60 and 60–90 cm) for each distance from a hedge (1, 2, 3 and 10 m) and each study area sampled (NO, BU and HF). Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

3.4.3 Additional SOC stocks due the presence of a hedge

We calculated ΔS_{tot} (t C.100 m⁻¹ hedge) at 0–1 m from the hedge from 0 to 90 cm and at 1–2 m from the hedge from 0 to 30 cm, as their SOC stocks were the only ones significantly larger than the respective baseline SOC stocks. Additional SOC stocks for each depth were calculated using Equation 3.5 and 3.6:

$$\Delta S_{15 \text{ tot}} = \Delta S_{15 \text{ 1m}} + \frac{\Delta S_{15 \text{ 1m}} - \Delta S_{15 \text{ 2m}}}{2} + \frac{\Delta S_{15 \text{ 2m}}}{2} \quad (3.5)$$

where $\Delta S_{15 \text{ tot}}$ is the total additional stock for either the 0–15 or the 15–30 cm depth, $\Delta S_{15 \text{ 1m}}$ is the additional stock at 1 m for either the 0–15 or the 15–30 cm depth and $\Delta S_{15 \text{ 2m}}$ is the additional stock at 2 m for either the 0–15 or the 15–30 cm depth.

$$\Delta S_{60 \text{ tot}} = \Delta S_{60 \text{ 1m}} + \frac{\Delta S_{60 \text{ 1m}}}{2} \quad (3.6)$$

Where $\Delta S_{60 \text{ tot}}$ is the total additional stock for either the 30–60 or the 60–90 cm depth and $\Delta S_{60 \text{ 1m}}$ is the additional stock at 1 m for either the 30–60 or the 60–90 cm depth.

Mean total additional stocks at 1 m from the hedge were significantly larger than those at 2 or 3 m from the hedge (Table 3.4). Across all sites, ΔS_{tot} ranged from –0.2 to 2.4 t C.100 m⁻¹ hedge. Assuming a 70 year old hedge, this additional stock would correspond to a mean annual C storage rate of 0.01 t.100 m⁻¹.year⁻¹, which is equivalent to a 0.25 % increase within 3 m of the hedge, or a 0.007 % increase for a 1- ha square field with a hedge on one edge for a period of 70 years. On average, ΔS_{30} represented 51 % of ΔS_{tot} , but ΔS_{tot} and ΔS_{30} were not strongly correlated (adjusted $R^2 = .50$).

Tableau 3.4 Mean total additional soil organic carbon (SOC) stocks between 0 and 1 m, 1 and 2 m and 2 and 3 m from the hedge for each layer sampled and the total.

Soil depth (cm)	Additional SOC stock (t C.100 m ⁻¹)		
	0–1 m	1–2 m	2–3 m
0–15	0.10 (0.01)A	0.07 (0.009)A	0.02 (0.004)B
15–30	0.08 (0.01)A	0.05 (0.008)A	0.01 (0.003)B
30–60	0.16 (0.03)A	0.07 (0.016)B	—
60–90	0.09 (0.02)A	0.05 (0.01)B	—
Total	0.41 (0.05)A	0.24 (0.03)A	0.04 (0.007)B

Note: Values in brackets are standard errors. Letters show significant differences between distances.

3.4.4 Factors controlling additional SOC stocks from hedges

When considering the entire data set, only a small part of the variance in ΔS_{tot} was explained by the soil, hedge and land use variables considered in the study: S_CN (SI = 0.14) and LU_CR (SI = 0.16) were selected ($R^2 = .23$). The model selected explained more of the variance in ΔS_{30} : S_CN (SI = 0.34) and LU_CR (SI = 0.25) were selected ($R^2 = .55$). When considering the subset of 29 study sites from NO and HF, S_CN (SI = 0.17) was the only variable selected that explained ΔS_{tot} ($R^2 = .15$), while S_CN (SI = 0.30), S_DEF (SI = 0.28) and S_BA (SI = 0.08) were selected as variables that explained ΔS_{30} ($R^2 = .62$) (Table S3.2).

Thus, for both models on the whole data set, the variables that influenced ΔS_{30} and ΔS_{tot} the most were the C:N ratio (S_CN) and the crop rotation gradient (LU_CR) (Figures 3.8 and 3.9). Regarding the latter, for both models, ΔS_{30} and ΔS_{tot} were the largest in annual crop rotations that included grasslands and with a permanent grass strip 1 m wide near the hedge, followed by annual crop rotations, permanent grasslands and annual crop rotations that included grasslands (Figure 3.5b). The mean relative increase in SOC stocks because of the hedge corresponded to a mean increase of 15 % in the effective influence area of the hedge, or 0.44 % for a 1 ha square field with a hedge on one edge; with an increase of 28 % for annual crop rotations that included grasslands with a permanent grass strip (0.84 % for a 1 ha field), 16 % for annual crop rotations (0.46 % for a 1 ha field), 14 % for permanent grasslands (0.41 % for a 1 ha field) and 4 % for annual crop rotations that included temporary grasslands (0.13 % for a 1 ha field). Assuming a 70 year old hedge, the mean annual increase in SOC stocks would correspond to 0.018 t C.100 m⁻¹. year⁻¹ for annual crop rotations that included grasslands with a permanent grass strip 1 m wide, 0.014 t C.100 m⁻¹. year⁻¹ for annual crop rotations, 0.008 t C.100 m⁻¹.year⁻¹ for permanent grasslands and 0.003 t C.100 m⁻¹.year⁻¹ for annual crop rotations that included grasslands.

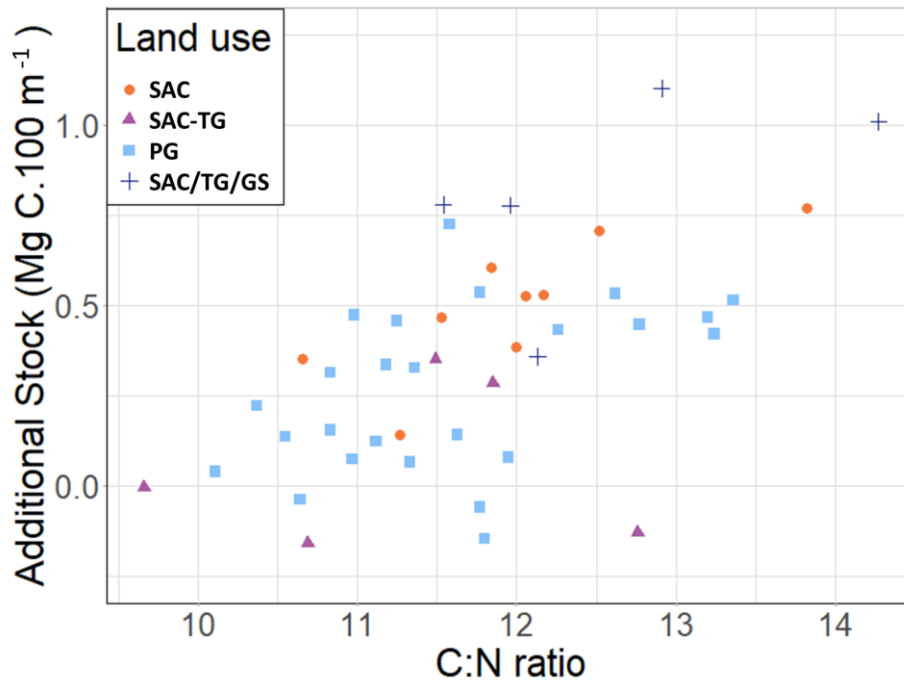


Figure 3.8 Additional soil organic carbon stocks from 0 to 30 cm ($t\ C.100\ m^{-1}$) as a function of the baseline C:N ratio at 10 m from the hedge and land use. PG, Permanent grasslands; SAC, Rotations of annual crops; SAC/TG/GS, Rotations of annual crops that include temporary grasslands and a permanent grass strip 1 m wide; and SAC TG, Rotations of annual crops that include temporary grasslands.

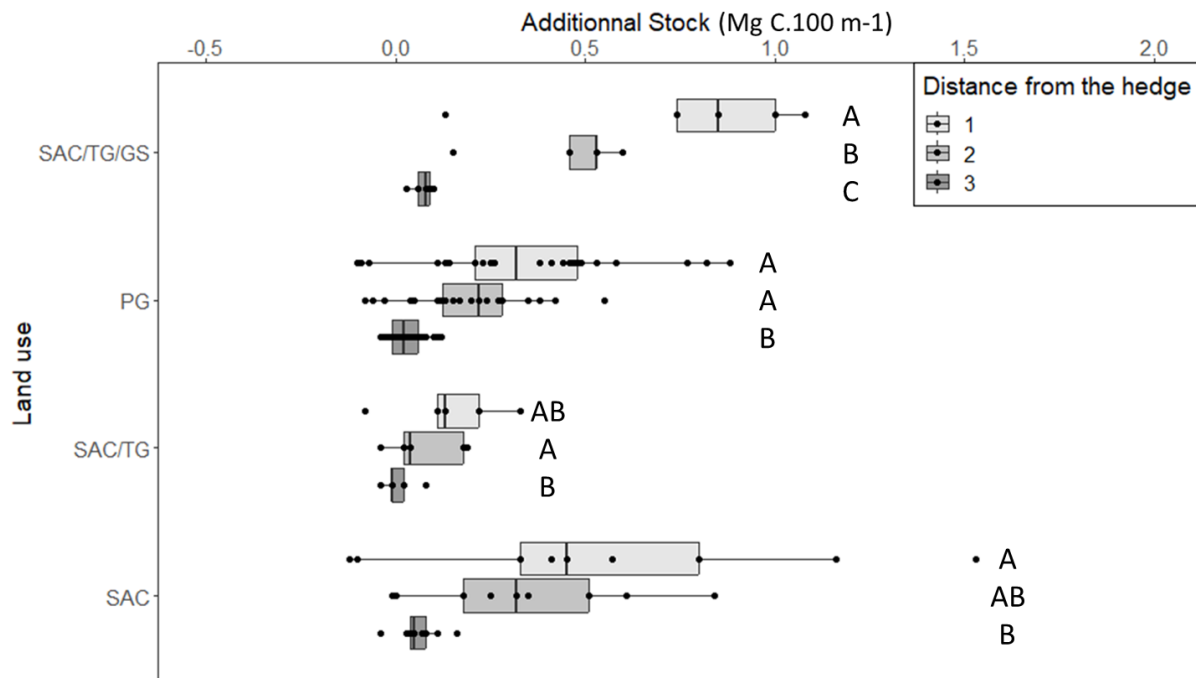


Figure 3.9 Boxplots of additional SOC stocks ($t\ C.100\ m^{-1}$) as a function of land use and distance from the hedge. Different letters indicate significant differences for a given layer. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range. PG, Permanent grasslands; SAC, Rotations of annual crops; SAC/TG/GS, Rotations of annual crops that include temporary grasslands and a permanent grass strip 1 m wide; and SAC TG, Rotations of annual crops that include temporary grasslands.

3.5 Discussion

This study highlighted the variability in SOC stocks (67– 264 t C.ha⁻¹) and in additional SOC stocks (–0.2 to 2.4 t C.100 m⁻¹) because of hedges in the first 90 cm of soil in mixed crop livestock systems in a temperate climate and related this variability to soil, hedge, land use and land management factors that may have influenced it. SOC stocks at 1 m and 2 m from the hedge were significantly higher than baseline SOC stocks at 10 m from the hedge. Land use and baseline C:N ratio had the highest impact on the variability of additional SOC stocks.

3.5.1 Baseline SOC stocks at 10 m from the hedge

At 10 m from the hedge, SOC stocks varied greatly among sites, which shows the importance of assessing a local baseline to compare additional SOC stocks to instead of using baselines from other locations. A review by (Pellerin et al., 2020) showed that in France, mean SOC stocks were 84.6 t C.ha⁻¹ for permanent grasslands and 51.6 t C. ha⁻¹ for croplands. In comparisons, our baseline soils had a mean SOC stocks of 59 t C. ha⁻¹. At baseline points 10 m from the hedge, SOC stocks in clay soils were significantly larger than those in silty or sandy soils, which is consistent with hypotheses about the persistence of SOC (Chenu et Plante, 2006; Lehmann et Kleber, 2015). Surprisingly, the FAMD showed that baseline SOC stocks were larger in annual crop rotations than in permanent grasslands. This difference was significant from 0 to 15 cm, but not from 0 to 90 cm. Studies that compared annual crop rotations and permanent grasslands generally found larger SOC stocks in permanent grasslands because of a lack of tillage and more biomass production (Don et al., 2009; Guillaume et al., 2021). As the significant difference concerned only the 0– 15 cm layer, it is important to consider that almost all annual crop rotations in this study were fertilized with organic fertilizers (seven out of nine), which can increase SOC stocks (Gross et Glaser, 2021), and that few fields with only annual crop rotations were sampled. In addition, assuming that SOC stocks were homogenous within 1 m of the hedge may have underestimated additional SOC stocks because of the hedge.

3.5.2 Influence of the hedge on SOC stocks

As expected, SOC stocks at all sites were larger near the hedge than the baseline SOC stocks at 10 m from the hedge. This increase was observed from 0 to 90 cm at 0–1 m from the hedge and from 0 to 30 cm at 1–2 m from the hedge. By 3 m from the hedge, there were no significant differences in SOC stocks compared to baseline SOC stocks at 10 m. The influence of the hedge on SOC stock in adjacent agricultural fields was thus only seen very close to the hedge. Similar results were found in the literature for a temperate climate in Europe, with an increase in SOC stocks with hedges on the margin of agricultural fields (Pardon et al., 2017; Viaud et Kunnemann, 2021) or for other climates (Chiartas et al., 2022), but with high variability depending on site characteristics (Drexler et al., 2021). Similar to results of this study, Ford et al. (2019) report an increase in SOC stocks with the establishment of hedges in grasslands, and an influence of the hedge on SOC storage up to 2.2–3.4 m from the hedge. However, they observe a mean SOC stock of 62.1 t C.ha⁻¹ in grasslands, which is higher than that in this study for the same depth (37 t C. ha⁻¹). These results may imply a combination of potential processes: hedges can increase the amount of C that enters the soil, through either leaf litter (Lorenz et al., 2014) or root turnover and rhizodeposition (Uselman et al., 2007), and can also decrease C emissions, with the decrease in soil tillage under the hedge increasing aggregate stability (Bottinelli et al., 2017). Menichetti et al. (2015) showed that long-term SOC in croplands comes mainly from roots; thus, it is important to provide information about C that enters the system through plant biomass.

This study provided additional references on SOC storage near hedges in a European temperate climate. The mean additional SOC stock because of the hedges was 0.69 t C.100 m⁻¹ across all sites. A review by Drexler et al. (2021) reported an increase in SOC stocks of 17 t. ha⁻¹ in croplands, which corresponds to an increase of 0.51 t.100 m⁻¹ for the establishment of hedges in a temperate climate. However, some studies, such as that of Viaud et Kunnemann (2021), showed an increase that could reach 4.71 t C.100 m⁻¹, while the largest additional SOC stock estimated in this study was 2.45 t C.100 m⁻¹. The study's results lay within the means reported in the literature in Europe, but do not represent large storage situations. The mean annual SOC storage rate estimated over 70 years (0.01 t C.100 m⁻¹.year⁻¹) was higher than those found in literature in Europe (0.007 t C.100 m⁻¹.year⁻¹) across land use types and for hedges with a mean age of 45 years (Van Vooren et al., 2017; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi et al., 2022). As annual SOC storage decreases over time (Gower et al., 1996; Arrouays et al., 2002), storage rates in this study may also have differed because of uncertainties in the ages of the hedges, which were obtained from aerial photographs from 1950 to 1965 and corresponded to the earliest recorded date of the hedge.

3.5.3 Effects of baseline soil properties, hedge characteristics, land use and land management on additional SOC storage near hedges

The three categories of variables used in the models explained ΔS_{30} more accurately than ΔS_{tot} . Deep SOC storage must thus be driven by factors which were not assessed in this study. Most of the baseline parameters corresponds to 0–15 cm measurements; it is therefore not surprising that the models explain ΔS_{30} with more accuracy. It was noteworthy that hedge characteristics did not influence ΔS_{tot} , as hedges can increase deep release of C in soils through roots (Chiartas et al., 2022). It is important to note, however, that the species diversity of hedges was not considered in the model.

Two variables were selected often in the models that predicted ΔS_{tot} and ΔS_{30} : S_CN and LU_CR. Sites with a high baseline S_CN had larger ΔS_{30} . In terms of processes, the initial C:N ratio influences additional SOC storage. The results show that additional SOC storage was associated with a high C:N ratio of baseline organic matter. Baseline C:N ratio is highly influenced by organic matter input quantity and quality. Depending on N content in organic fertilizers, resulting C:N ratio in soils will vary greatly. (Paustian et al., 1992) showed higher C:N ratio with straw input and lower C:N ratio with manure input. The C:N ratio is often measured when studying SOC stocks or C storage in terrestrial ecosystems, however, its links with additional SOC storage mechanisms are rarely studied. It is known that high SOC stocks are associated with high C:N ratio, however, there is little information as to why high baseline C:N ratio increases additional SOC storage with the implementation of hedges. Results show no impact of organic fertilizer application frequency on C:N ratio, however, organic matter input quality may have had an impact. Organic matter input quality could indirectly impact plant production near hedges, thus increase carbon input from hedge above and belowground biomass.

As the nature of organic matter impacts soil C:N ratio (Bhogal et al., 2009), it would be interesting to monitor C inputs into the system, whether through hedge biomass, the plant biomass in the field next to the hedge, or organic fertilizer application. To understand how additional C from hedges stores over time, it would also be interesting to study which fraction of the soil (e.g. mineral associated vs particulate) contains the most SOC. Studies showed that the presence of trees in grasslands increase organic carbon accumulations in all soil density fractions (Baah-Acheamfour et al., 2015) and that additional SOC storage in agroforestry systems is mainly located in particulate organic matter fractions and corresponds to fresh organic matter input (Viaud et Kunnemann, 2021).

The second variable selected in models was the crop rotation gradient. The results show that across the sites studied, land use influenced the variability in additional SOC stocks significantly, even though all sites were associated with mixed crop-livestock farming systems. The ΔS_{30} were larger in annual crop rotations that included grasslands with a permanent grass strip 1 m wide ($1.28 \text{ t C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$) or in

annual crop rotations ($0.96 \text{ t C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$) than in annual crop rotations that included grasslands alone ($0.58 \text{ t C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$) or in permanent grasslands ($0.23 \text{ t C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$). Recent reviews by Drexler et al. (2021) and Pellerin et al. (2020) showed no significant increase in additional SOC stocks because of hedges next to permanent grasslands in a temperate climate. Results of this study indicated that, although establishing hedges next to permanent grasslands would store less additional C than doing so next to cropland, the SOC stock would still increase more than that of grasslands without hedges. The results also showed larger additional SOC stocks for field margins with both a hedge and a grass strip than those for field margins with a hedge alone. Similar results can be found in literature (Falloon et al., 2004; Van Vooren et al., 2018). A study from Van Vooren et al. (2018) showed that in the first 20 cm of soil, hedges and grass strips have a similar potential to store carbon. For hedges with adjacent grass strips, the protocol implemented in this study enabled us to evaluate the additional stock of C linked to the association of hedge and grass strip. It did not allow us to separate the effect of the hedge from that of the grass strip. However, while grass strips have a high potential to store carbon in topsoil, hedges have a high potential to store carbon in deep soil horizons that cannot be accessed by grass strips roots. A combination of hedges and grass strip could cause the roots of the grass strip vegetation to colonize surface horizons, causing the hedge roots to colonize deeper horizons, allowing overall higher organic input on the whole soil horizon. Studies comparing grass strips and hedges on the whole soil profile are needed before stating that grass strips have more potential than hedges to store carbon in soils. In a similar study, Cardinali et al. (2014) showed no significant differences in SOC stocks between a field margin with a hedge and a grass strip and a field margin with a hedge alone; however, their study sites were only 13 years old, which was not long enough for SOC to reach saturation. In this study, the mean annual SOC storage rate was also the highest for hedges next to annual crop rotations that included grasslands and a permanent grass strip 1 m wide and was four times as high as that for hedges next to annual crop rotations that included grasslands alone. Previous studies showed higher mean annual SOC storage rates for hedges next to annual crop rotations (Paulsen et Bauer, 2009; Van Vooren et al., 2017) than for hedges next to annual crop rotations that included grasslands (Walter et al., 2003; Viaud et Kunnemann, 2021) or permanent grasslands (Biffi et al., 2022); however, they rarely considered grass strips. The study's results show similar trends to those in the literature for hedges next to annual crop rotations; however, they also show that hedges next to permanent grasslands can increase SOC stocks, depending on the situation. These results show the need to study not only the influence of the trees of the hedge on SOC, but also that of the vegetation at the base of the trees (e.g. grass strips), to understand the influence of establishing hedges on SOC storage in adjacent fields.

Modelling the subset of 29 study sites from NO and HF showed that increase in ΔS_{30} were associated with high SOC saturation deficits at the baseline, as soils that have not yet reached theoretical SOC

saturation can store additional SOC (Six et al., 2002; Guillaume et al., 2022). SOC saturation deficit had a significant effect on ΔS_{30} . Similarly, Cotrufo et al. (2019) observed that additional SOC storage in SOC saturated soil occurred in the coarse fraction of the soil. In this study, sampling fields with contrasting soil properties did not allow for detailed analysis of the influence of hedge characteristics, which did not emerge as major factors that controlled additional SOC storage near hedges.

Other factors may have influenced additional SOC stocks or its variability for the hedges studied, such as the composition of perennial woody plants (e.g. agroforestry systems with diverse tree species produce more biomass (Ma et al., 2020)). Although our sampling strategy did not allow us to study the influence of hedge type on SOC stocks, factors that may influence SOC stocks still need to be documented in detail.

The study's results show that hedge agroforestry systems have the potential to store C in soils near hedges depending on land use and baseline C:N ratio and SOC saturation deficit. It shows the ability of a hedge agroforestry system to mitigate climate change and improve soil quality. It is important to remember, however, that unlike other agroforestry systems, hedges are located only on field margins. Therefore, an increase in SOC stocks because of the hedge will correspond only to a small percentage of an entire field's SOC stock. More research is necessary to provide information about other factors that may influence SOC storage in this type of system in a temperate climate. The effect of hedges on C storage, which depends on the immediate context in which they are used (use of the adjacent plot, association with a grass strip), suggests a better articulation of farm advisory logics and agricultural or environmental public policies which, for the most part, are currently targeted on one object (the hedge without its grass strip, the grass strip and the cultivated plot without its field margin).

3.6 Conclusion

This study explained how hedges can increase SOC stocks in a mixed crop- livestock landscape in France and explored how soil properties and land use can influence this additional storage. SOC stocks were significantly larger under hedges at 0–1 m from the hedge from 0 to 90 cm and at 1– 2 m from the hedge from 0 to 30 cm compared to the baseline point at 10 m from the hedge, and they varied greatly among sites. This variability was explained mainly by the C:N ratio and the land use in the field next to the hedge. To consider this variability when studying hedge agroforestry systems, it is important to describe in detail the study sites chosen. This study highlights the potential of hedge agroforestry systems to increase SOC storage in field margins in agricultural landscapes in a temperate climate. Along with other practices that increase SOC storage, such as reduced tillage or intercropping, hedge agroforestry systems provide another way to mitigate climate change. It is important, however, to continue researching this type of system to improve knowledge of C dynamics and their relations with soil, climate and management factors.

Acknowledgement

The authors thank Sylvain Busnot, Yannick Benard, Mikael Faucheux, Florian Gaillard, Clotilde Blancfene, Vincent Stubbe and Virginie Parnaudeau for their assistance in field sampling, and Monique Delabuis, Romane Mettauier, Perrine Branchet and Lucille Caradec. They are grateful to the AFAC–agroforestry (French Association for Rural Trees–agroforestry) and the RMQS team (French national soil monitoring programme) for the additional data they provided. They are also grateful to the farmers who allowed sampling and monitoring in their fields.

Data availability statement

Data available on request from the authors: the data that support the findings of this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Orcid

Lucas Lesaint  <https://orcid.org/0000-0002-8542-8633>

3.7 Supplementary materials

Table S3.1. Details of the hedge agroforestry fields from the three study regions.

Study area	Hedge	Hedge type	Hedge dominant tree species	Mean hedge width (m)	Land use in the adjacent fields		Soil texture
					Field 1	Field 2	
NO	1	Simple coppice	Hazelnut and Blackthorn	0.74	Permanent grasslands	Not sampled	Silty clay loam
	2	Simple coppice	Hazelnut and Blackthorn	1.92	Permanent grasslands	Not sampled	Silty clay loam
	3	Simple coppice	Hazelnut and Hawthorn	2.15	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Silt loam
	4	Simple coppice	Hazelnut and Elm	0.62	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	Sandy clay loam
	5	Simple coppice with beech trees	Hazelnut and Beech	1.18	Successions of annual crops and grasslands	Successions of annual crops and grasslands	Loam
	6	Simple coppice with beech trees	Hazelnut and Beech	1.25	Permanent grasslands	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	Silt loam
	7	Simple coppice with beech trees	Hazelnut and Beech	1.2	Successions of annual crops and grasslands	Successions of annual crops	Loam
	8	Simple coppice	Hazelnut and Beech	0.96	Successions of annual crops	Successions of annual crops and grasslands	Loam
	9	Simple coppice	Hazelnut and Hawthorn	na	Successions of annual crops	Permanent grasslands	Loam
BU	1	Mixed coppice	Oak and Hornbeam	na	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Sandy loam
	2	High-stem trees	Oak and Hawthorn	na	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Silty clay loam
	3	Mixed coppice	Oak and Hornbeam	na	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Sandy loam

	4	Mixed coppice	Oak and Hornbeam	na	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	Clay
	5	High-stem trees	Oak and Hazelnut	na	Successions of annual crops	Not sampled	Silty clay loam
	6	Mixed coppice	Oak and Hornbeam	na	Successions of annual crops	Not sampled	Silty clay loam
	7	Mixed coppice	Oak and Hornbeam	na	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Clay
	8	Mixed coppice	Oak and Hornbeam	na	Successions of annual crops and grasslands	Successions of annual crops and grasslands	Silty clay loam
HF	1	Pollard trees and shrubs pruned on 3 sides	Hornbeam and Hawthorn	0.68	Permanent grasslands	Successions of annual crops	Silt loam
	2	Pollard trees and shrubs	Hawthorn and dog rose	0.8	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Silt loam
	3	Pollard trees and shrubs	Hawthorn and dog rose	0.8	Permanent grasslands	Successions of annual crops and grasslands	Silt loam
	4	Pollard trees and shrubs	Hornbeam and Hawthorn	0.82	Permanent grasslands	Successions of annual crops and grasslands	Silt loam
	5	Pollard trees and shrubs	Hornbeam and Hawthorn	0.65	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Silt loam
	6	Pollard trees and shrubs	Hornbeam and Hawthorn	0.79	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Silt loam
	7	Pollard trees and shrubs	Hornbeam and Hawthorn	0.89	Permanent grasslands	Permanent grasslands	Silt loam
	8	Pollard trees and shrubs	Hornbeam and Hawthorn	1.02	Permanent grasslands	Not sampled	Silt loam

Table S3.2. Models output.

	Adjusted R ²	Selected variables	Variables sensitivity index	VIF score
ΔS_{tot} on entire data set	0.23	LU_CR	0.16	1.03
		S_CN	0.14	1.01
ΔS_{30} on entire data set	0.55	S_CN	0.34	1.03
		LU_CR	0.25	1.01
ΔS_{tot} on 29 study sites subset	0.15	S_CN	0.17	NA
ΔS_{30} on 29 study sites subset	0.62	S_CN	0.3	1.51
		S_DEF	0.28	2.06
		S_BA	0.08	1.47

	C:N ratio	Baseline SOC Stock	Mean annual rainfall	Mean annual evapotranspiration	Clay content	Silt content	Presence/absence of CaCO ₃	Land use	
SOC stock at saturation	-0.59	0.07	-0.23	-0.48	-0.23	0.83	0.3	0.29	0.1
C:N ratio	0.17	0.2	0.33	0.2	-0.33	-0.47	0.2	0.1	
Baseline SOC Stock	0.41	0.37	0.41	0.2	-0.06	0.3	0.3	0.11	
Mean annual rainfall	0.64	1	0.01	-0.35	0.23	0.38			
Mean annual evapotranspiration	0.64	-0.35	0.08	0.47	0.11				
Mean annual temperature	0.01	-0.35	0.3	0.34					
Clay content	-0.09	0.27	0.03						
Silt content	0.21	0.28							
Presence/absence of CaCO₃	0								

Figure S3.1. Correlation matrix used to select quantitative and qualitative variables for the Factor Analysis of Mixed Data. SOC: soil organic carbon. The underlined variables were selected for the FAMd.

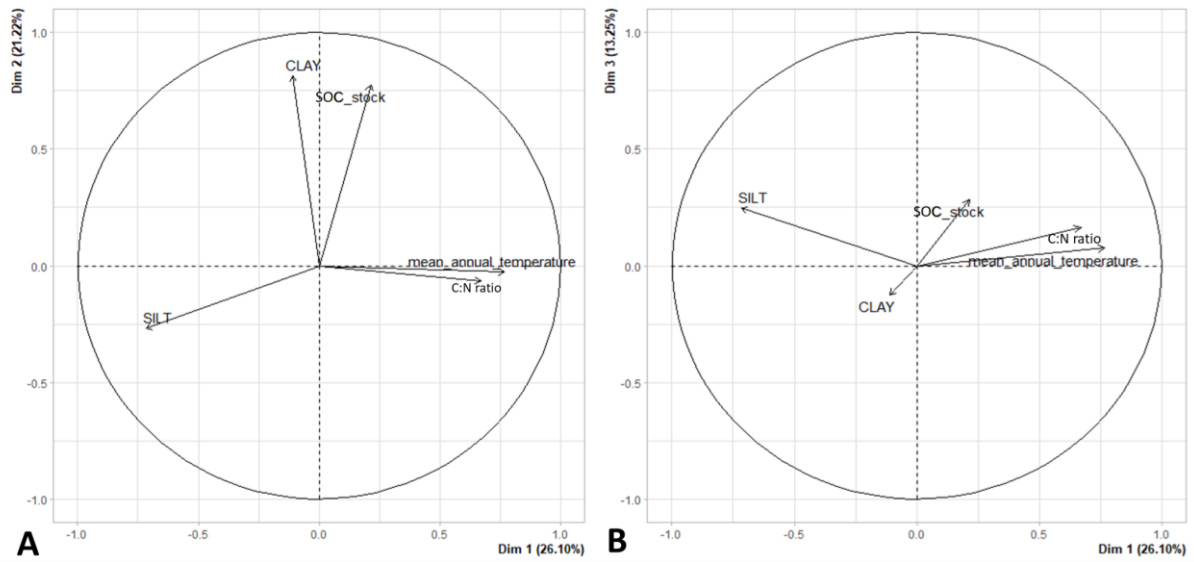


Figure S 3.2. Correlation circle of the Factor Analysis of Mixed Data for quantitative variables along the (A) first and second axes and (B) first and third axes.

3.8 Conclusion du chapitre

Les résultats ont confirmé les conclusions d'études précédentes sur l'existence de stocks de C plus élevés au voisinage des haies. Dans les situations étudiées, sans érosion, l'augmentation des stocks de C est marquée et significative jusqu'à 2 m des haies :

- Jusqu'à 1 m du pied de haies, les stocks de C sont significativement supérieurs aux stocks de référence dans la parcelle adjacente sur l'ensemble de la profondeur du sol explorée (90 cm),
- Entre 1 et 2 m du pied de haie, ils sont significativement supérieurs dans les 30 premiers cm de sol.

Les résultats montrent également une forte variabilité du stockage additionnel à l'échelle des 45 sites : les stocks additionnels de C cumulés sur la profondeur et les distances à la haie varient entre -0,2 et 2,45 MgC.100 m⁻¹ de haies, avec 6 sites présentant un stock additionnel négatif mais très proche de zéro.

Parmi les facteurs de contrôle de la variabilité des stocks additionnels de C proposés en hypothèse, à l'échelle des 45 sites d'étude, deux facteurs ont été retenus. Le facteur de contrôle principal correspond à l'usage des sols dans la parcelle, exprimé en intégrant les différences potentielles d'usage entre le pied de haie et le reste de la parcelle : les stockages additionnels de C les plus élevés sont mesurés dans les parcelles en successions de cultures annuelles présentant une bande enherbée au pied de la haie. Ainsi, ce n'est pas seulement l'occupation du sol dans la parcelle qui contrôle la variabilité des stocks additionnels de C, mais plutôt la différence d'occupation du sol entre le pied de la haie et la situation de référence à une distance éloignée de la haie. Le deuxième facteur de contrôle est le ratio C :N au point de référence à 10 m de la haie, avec des stocks additionnels élevés lorsque le ratio C :N au point de référence est élevé. Au contraire, sur ce jeu de données, les caractéristiques des haies telles que la biomasse ou le type de haie n'ont pas impact sur la variabilité des stocks additionnels de C du sol.

En complément d'une vision des stocks totaux de C dans les sols, savoir sous quelle forme ce C est stocké donnerait cependant des informations importantes sur la durabilité des stocks additionnels, qui permettraient de pouvoir mettre en place une gestion durable du C additionnel stocké au voisinage des haies. La variabilité du stockage additionnel de C pourrait être associée à une variabilité des formes de stockage de C du sol, en lien avec des différences d'entrées de C entre les points proches et les points éloignés de la haie et le long du profil de sol. Il est donc important d'étudier la distribution des stocks de C dans différentes fractions du sol qui donne une information sur le temps de résidence moyen du C.

Chapitre 4 : Distribution du carbone organique dans les fractions granulométriques du sol au voisinage des haies

4.1 Introduction du chapitre

Ce chapitre est centré sur la durabilité des stocks additionnels de C au voisinage des haies, à travers l'étude de la distribution des stocks de C dans les fractions granulométriques du sol à 1 m et à 10 m de la haie, et en fonction de la profondeur. La distribution du C dans les fractions granulométriques le long du profil de sol est mise en regard des propriétés des sols (texture, ratio C/N, saturation et déficit de saturation en C), des types d'usages des sols de la parcelle adjacente, et des apports de C au sol par les compartiments aériens et racinaires des haies et des parcelles adjacentes. L'objectif spécifique est d'analyser si la variabilité des stocks additionnels de C est associée à une variabilité de formes de stockage de C, et si les contrastes d'usages des sols et de niveau d'apports de C au sol ont un impact sur ces formes de stockages de C potentiellement différentes.

Ce chapitre est rédigé sous la forme d'un article, en préparation pour soumission à la revue *Geoderma* : « **Hedge increases carbon storage differentially between the coarse and fine fractions of organic matter along the soil profile** ». L'anglais de l'article n'a pas été révisé par un professionnel à ce stade.

A partir de l'état de l'art (section 1.2.2), nous faisons les hypothèses suivantes (Figure 4.1):

- (1) La distribution du C dans les fractions granulométriques du sol au voisinage de la haie est affectée tout le long du profil de sol, les horizons les plus profonds (au-delà de 30-60 cm) pouvant être explorés par les racines des espèces arborées des haies ;
- (2) Dans les horizons de surface, entre 0 et 30 cm de profondeur, le stockage additionnel de C se fait principalement dans la fraction POM, par l'intermédiaire des entrées de C aériennes de la haie et des espèces herbacées au pied de haie.
- (3) Dans les horizons plus profonds, qui sont moins alimentés par les apports de C de la biomasse aérienne, mais plutôt par les renouvellements des racines fines et exsudations racinaires ainsi que par les transferts verticaux de MOS venant de la surface, le stockage additionnel de C alimente aussi la fraction MAOM.

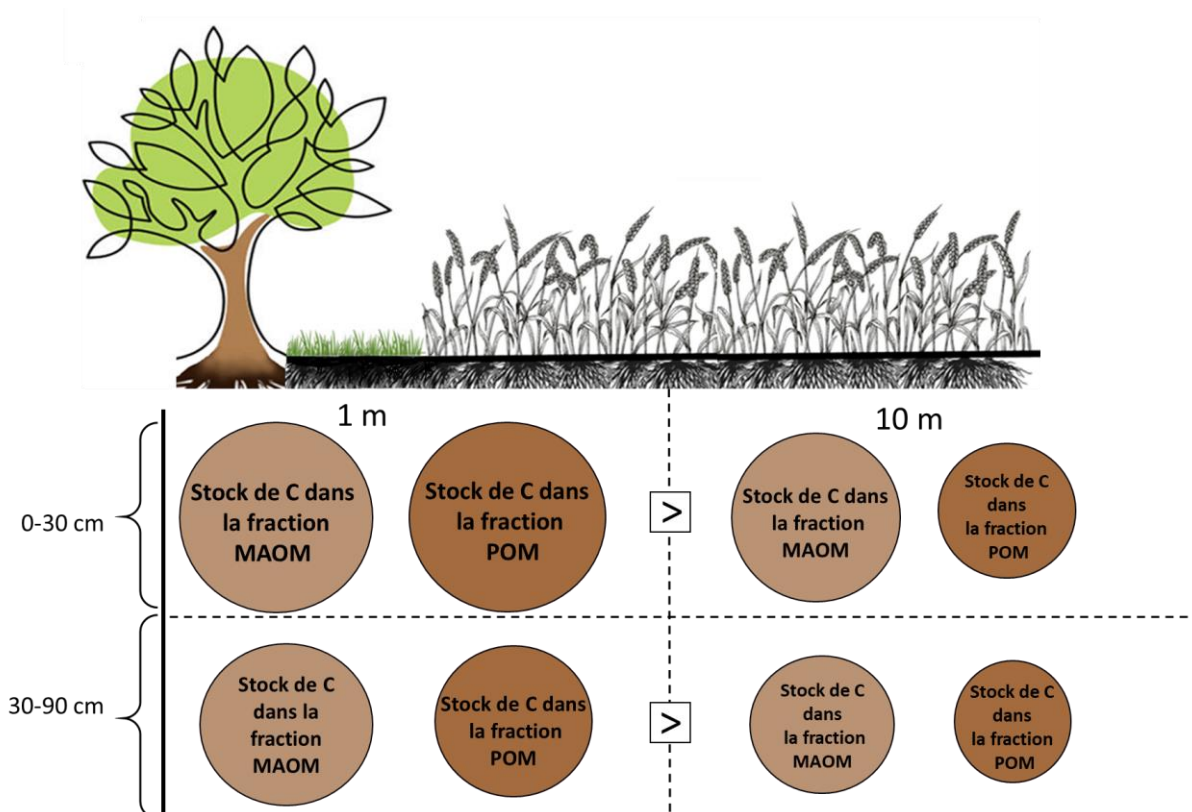


Figure 4.1 Représentation schématique de la deuxième hypothèse de recherche relative à la distribution des stocks additionnels de C dans les fractions granulométriques du sol au voisinage d'une haie.

Ce travail s'appuie sur le sous-échantillon de 18 parcelles bordées de haies, extrait de l'échantillonnage principal et se limitant aux distances 1 et 10 m de la haie. A ces deux distances et pour quatre profondeurs de sol (0-15, 15-30, 30-60 et 60-90 cm), un fractionnement granulométrique du sol a été réalisé pour séparer les fractions $> 50\mu\text{m}$ (POM) et $< 50\mu\text{m}$ (MAOM), suivi d'une mesure de la teneur en carbone de ces deux fractions. Ces mesures ont permis de calculer les stocks de SOC du sol et de comparer ces stocks en fonction de la distance à la haie pour chaque profondeur prélevée. A partir de cette mesure, les stocks additionnels de SOC au voisinage de la haie pour chaque fraction été déterminés.

Article Hedge increases carbon storage differentially between the coarse and fine fractions of organic matter along the soil profile

Hedge increases carbon storage differentially between the coarse and fine fractions of organic matter along the soil profile

Lucas Lesaint - UMR SAS, INRAE, Institut Agro, 35000 Rennes, France

Valérie Viaud - UMR SAS, INRAE, Institut Agro, 35000 Rennes, France

Corresponding author:

Valérie Viaud - UMR SAS, INRAE, Institut Agro, 35000 Rennes, France

E-mail: valerie.viaud@inrae.fr

Abstract

Hedges agroforestry systems have a strong potential to store additional carbon in field margins and are seen as systems that can participate in the mitigation of climate change. The impact of hedges on the distribution of soil organic carbon among fine and coarse fractions along the soil profile is however not fully understood, especially for deep soil horizons. Thus, the objective of this study were to explore the impact of the hedge on the distribution of soil organic carbon stocks between soil fractions and analyse the variability in this distribution between depth for different land use in an agricultural landscape. For this, 18 study sites, corresponding to fields adjacent to a hedge over 70 years old were sampled to determine the distribution of soil organic carbon stocks between soil fractions at different depth (0-90 cm) and distances from the hedge. The results showed that the presence of the hedge increased significantly soil organic carbon stocks in the coarse fraction in the whole soil profile. This increase was mainly located in the 0 to 30 cm depth. Among study sites, those with a grass strip at 1 m from the hedge, with high clay content and higher C inputs at 1 m from the hedge compared to 10 m from the hedge had the highest additional soil organic carbon stocks due to the presence of the hedge. These results show that the majority of additional stocks due to the presence of hedges are active and easily accessible, and therefore highly sensitive to change in the management of hedges and their adjacent fields.

Keywords: Agroforestry, particulate organic matter (POM), soil organic carbon, carbon input

4.2 Introduction

The last IPCC report highlights the potential of agricultural soils to store carbon (C) and help with climate change mitigation (Rama *et al.*, 2022). Agroforestry systems, i.e. systems integrating both trees / shrubs and crops or animal farming, are known for their potential to increase soil carbon storage (Mayer *et al.*, 2022). This increase is due in part to higher carbon inputs to the soil near tree rows, both from aerial and root biomass (Pardon *et al.*, 2017; Cardinael *et al.*, 2020). It is reported in particular for hedge agroforestry systems, but with high variability between locations (Drexler *et al.*, 2021). In this type of agroforestry systems, (Lesaint *et al.*, 2023) showed a stronger effect of the presence of hedges on additional SOC storage compared to a reference without hedge in cropland compared to permanent grasslands in temperate climate.

Physical fractionation of organic matter has been used for a long time to separate the mineral associated organic matter (MAOM) from the particulate organic matter (POM) (Six *et al.*, 2002). According to Lavalley *et al.* (2020), POM and MAOM have contrasting residence time and functioning in soil. POM is associated with labile, unprotected organic matter, with low residence time, while MAOM is associated with protected organic matter, with high residence time (Lehmann et Kleber, 2015). It is theorized that the potential of the MAOM to store C is limited by the amount of the fine mineral fraction which can be saturated (Cotrufo *et al.*, 2019). In contrast, Begill *et al.* (2023) found no maximum limit for soil organic carbon (SOC) storage in the MAOM fraction in temperate agricultural soils, which challenges the saturation concept. The POM fraction, which represents a smaller fraction of soil OM, is not subject to saturation (Lavalley *et al.*, 2020). In hedge agroforestry systems, identifying in which soil fraction the hedge mainly provides additional C is crucial for short- and long-term C management, since SOC stored in the MAOM fraction is less reactive to changes in land use but therefore more enduring.

Baah-Acheamfour *et al.* (2014) found higher SOC stocks in the bulk soil and the POM fraction in agroforestry systems compared to neighbouring agricultural land under temperate climate in Canada, when investigating the first 10 cm of soil. SOC stocks in the POM fraction were associated with a high variability, with lower SOC storage in recently established agroforestry systems. Viaud et Kunnemann (2021) reported SOC stocks significantly higher near hedge compared to a reference situation without hedge in the top 30 cm of soil, with an increase in SOC stocks also mainly located in the POM fraction, for agroforestry systems with recent (0-20 years) and old (45-120 years) hedges in western France. This study found some variability in the distribution of additional SOC stocks in soil fractions, with few sites also storing additional SOC in the MAOM fraction, but it was unable to pinpoint the specific factors controlling this variability. Thus, a deeper understanding of how hedges impact the distribution of SOC

between POM and MAOM soil fractions in the whole soil profile is still required. This especially includes a lack of clarity regarding the factors influencing the potential variability of this distribution, among soil properties, characteristics of the adjacent fields and hedge characteristics.

In soils, sources of C inputs can have a strong impact on the distribution of SOC in the POM and MAOM fractions, and this distribution may vary along the soil profile (Sokol *et al.*, 2022). In forest ecosystems, where aerial C inputs are higher compared to grasslands, C stocks tends to be higher in the POM fraction compared to grassland in the top 20 cm of soils (Cotrufo *et al.*, 2019). Across ecosystems, while aerial C inputs tends to promote C storage in the POM fraction, C inputs from roots, including root turnover and root exudates are important sources of C in the MAOM fraction (Lavallee *et al.*, 2020; Cotrufo et Lavallee, 2022). Thus, the distribution of C between the POM and MAOM fraction may vary between depths, with more C in the POM fraction in topsoils compared to subsoils. Land use in agricultural soil, including grasslands and croplands, and land management practices (e.g. tillage, manure application) can also have a strong impact on the distribution of C among soil fraction, and especially on the C storage pathway (Angst *et al.*, 2021).

In hedge agroforestry systems, with both herbaceous and woody vegetation, which may have roots located at different soil depth, and with land use management that can differ according to the distance to the hedge, a spatial view is needed to analyse the distribution of SOC between soil fractions. Thus, this study aims to improve the current knowledge on SOC storage and distribution in different size fractions near hedges. The specific objectives were to explore the variability in the distribution of SOC stocks among soil fractions along the soil profile. To approach this, 18 study sites, corresponding to fields adjacent to a hedge over 70 years old in France, were selected. Distribution of SOC stocks between soil fractions were measured at different depths and distances from the hedge, and for different land uses in the adjacent field. It was expected hedges must most likely increase SOC stocks in the POM fraction in topsoil (0-30 cm) and in the MAOM fraction in subsoil (30-90 cm).

4.3 Materials and methods

Sampling was carried out to measure SOC stocks in the POM and MAOM fractions up to 90 cm depth at 1 and 10 m from hedges. To evaluate the impact of hedges and the land use system they are associated with on SOC stocks distribution in the POM and MAOM fractions in their vicinity, relationships between SOC stocks and soil properties, hedge and land use characteristics, and estimates of C inputs at each distance from the hedge were analysed.

4.3.1 Study sites

Study sites were selected in three areas in the northern part of France: Normandy, next to Flers (48.7512° N, 0.5753° W); Hauts-de-France, next to Fontaine-lès-Vervins (49.8535° N, 3.8967° E); and Burgundy, next to Fontaines (47.6925° N, 3.2593° E). All three areas share a temperate oceanic climate, with mean annual temperature and rainfall over the last 20 years of respectively 11.4°C and 721 mm for Normandy, 11.4°C and 709 mm for Hauts-de-France and 10.8°C and 686 mm for Burgundy. In these areas, agriculture is mainly oriented towards cattle production.

Groups of farmers helped identify hedges, inherited from the traditional bocage landscape. The exact age of the hedges was unknown, however, they were already present and fully grown on aerial photographs taken between 1950 and 1965. In the fields adjacent to the hedges, aerial photographs showed no woody vegetation present in the fields in the last 70 years. Among these hedges, 10 were selected, with 6 in Normandy, 2 in Hauts-de-France and 2 in Burgundy. If possible, soil was sampled on both sides of the selected hedges: 8 hedges were sampled on both sides, and 2 hedges were sampled on only one side, resulting in 18 study sites. A study site corresponds to an agricultural plot bordered by a hedge. The selected study sites covered different land uses, including succession of annual crops, succession of annual crops including grasslands and permanent grasslands. The study sites were also selected to avoid a slope, to prevent taking into account erosion processes and their impact on C storage.

4.3.2 Soil sampling and analysis

Soils included Brunisols, Cambisols and Haplic Luvisols with a wide range of soil texture (Table S4.1).

The aim of the sampling design was to measure the distribution of SOC stocks between the POM and MAOM fraction of the soil in the vicinity of hedges. Sampling was carried out between February and May of 2021, and happened outside of tillage and fertiliser application periods. In each of the 18 study sites, three transects were placed in front of a tree to take into account soil heterogeneity along the hedge. On each transect, two sampling points were located at 1 and 10 m from the hedge. Following previous study (Viaud and Kunnemann, 2021) the points located at 10 m from the hedge were considered as reference points where SOC stocks are not affected by the hedge. Thus a space-for-time substitution approach was used to compare SOC stocks under the hedge with SOC stocks in a situation without the hedge. In each sampling point, soils were sampled at four different depths: 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm.

For a given depth and distance from the hedge, the samples from the three transects were bulked. The soil composite samples were then air dried for 72 h and sieved at 2 mm. To assess the presence or absence of CaCO₃, in the samples, which can impact SOC content, CaCO₃ content (g.kg⁻¹) was measured for each sample (volumetric method, NF ISO 10693 (AFNOR, 1995a)). If CaCO₃ was present in a sample, it was decarbonated before being analysed for SOC content (dry combustion, NF ISO, 10694 (AFNOR, 1995b)). At the same time, soil texture, including clay content (S_CL) and sand content (S_SA) was determined for each sample (pipette method, NF X31-107 (AFNOR, 2003)). SOC content in POM and MAOM were also determined for each sample using the fractionation method from Balesdent *et al.* (1998). 100-g subsamples of soil were dispersed in 300 mL of deionized water with 5 mm glass beads and mechanically shaken for at least 10 hours to break down aggregates. The resulting samples were then wet-sieved to 50 µm to separate the POM fraction from the MAOM fraction. Both the POM and MAOM fraction samples were dried at 50°C and then weighted. To allow the MAOM fraction samples to dry faster, CaCL₂ was added in the sample to flocculate clays, allowing the supernatant to be removed. The protocol was repeated in the event of soil losses over 5 % during the wet sieving. Samples were analysed for C content (dry combustion, NF ISO 10694 (AFNOR, 1995b)) and N content (dry combustion, NF ISO 13878 (AFNOR, 1998) in both fractions. The C:N ratio (S_CN) was calculated from the C and N content and the potential SOC saturation (SAT_P) of the fine particles was calculated using the fine silt and clay content (Hassink, 1997). The SOC saturation deficit (SAT_D) was then calculated by subtracting the SOC concentration from the potential SOC saturation.

For each sampling point, a manual auger 15 cm high with an 8 cm internal diameter was used to sample undisturbed soil at 0-15 and 15-30 cm depths to measure bulk density. The samples were dried at 105°C for 48 hours and sieved at 2 mm to determine the mass and volume of both the coarse fraction (>2 mm) and the fine-earth fraction (≤2 mm). The bulk density (ρ_z) of the fine-earth fraction for each soil layer (z) at each distance from the hedge was determined using Equation 1.

$$\rho_z = \frac{M_{tot_z} - M_{CT_z}}{V_{tot_z} - V_{CT_z}} \quad (1)$$

Where M_{tot_z} (g) is the total mass of the sample in layer z, V_{tot_z} (cm⁻³) is the total volume of the sample, M_{CT_z} (g) is the mass of the coarse fraction in layer z, and V_{CT_z} (cm⁻³) is the volume of the coarse fraction in layer z.

For the 30-60 and 60-90 cm layers, bulk density was estimated by statistical modelling with a Gradient Boosting Machine (GBM), using the gbm package with R version 4.1.1 (R Core Team, 2021).

SOC stock ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) for each soil layer (z) at each distance from the hedge was calculated using Equation 2:

$$\text{SOC stock} = \text{OC}_z \times \rho_z \times h_z \times \left(1 - \frac{V_{\text{CT}_z}}{100}\right) \times 10^{-1} \quad (2)$$

Where OC_z is the SOC concentration ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) of the fine-earth fraction, ρ_z is the bulk density of the fine-earth fraction ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), and h_z is the thickness of layer z (cm).

4.3.3 Descriptive variables of hedges, land uses and C inputs in the hedge-field continuum

4.3.3.1 Hedges characteristics and C inputs from hedges

The main tree species were *Corylus avellana* and *Quercus petraea* in Normandy, *Carpinus betulus* and *Crataegus sp.* in Haut-de-France, and *Carpinus betulus* and *Quercus petraea* in Burgundy.

For all 10 hedges, the vegetation structure and composition was recorded. Study sites in Normandy and Hauts-de-France had some available data on dry biomass exported by pruning ($\text{t}\cdot 100 \text{ m of hedge}^{-1}$) for the coppices, collected from the RESP'HAIES project (Viaud *et al.*, 2022). Some coppices had high stems trees (*Quercus petraea*). For these hedges, the hedge aerial biomass (B_{HA}) value was corrected using above-ground biomass values for oak trees from Cienciala *et al.* (2008).

C stocks in hedge aboveground biomass ($\text{MgC}\cdot 100\text{m}^{-1}$) was then calculated considering that C corresponded to 47.5 % of the dry weight biomass (Drexler *et al.*, 2021). C inputs from leaf litter at 1 m from the hedge ($\text{Mg C}\cdot 100\text{m}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) were estimated from the hedge aboveground biomass C stocks: we considered that C inputs from leaf litter corresponded to 3.5 % of the total hedge C stocks (Crossland, 2015), and that the 0 to 1 m area on one side of the hedge received 25 % of the total leaf biomass, with 75 % of the C inputs going in the other adjacent field on the other side or at distances after 1 m from the hedge (Equation 3).

$$\text{CI}_{\text{HA}} = \frac{\text{S}_{\text{HA}} \cdot 0.035}{4} \cdot 100 \quad (3)$$

Where CI_{HA} is the C input to the soil from tree aerial biomass (leaf litter) at 1 m distance from the hedge ($\text{Mg C}\cdot \text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) and S_{HA} C stock in the hedge aerial biomass ($\text{Mg C}\cdot 100 \text{ m}^{-1}$ of hedge).

C stocks in the hedge root biomass were calculated using the root:shoot ratio of 0.94 from Axe *et al.* (2017). The available data did not allow to estimate C inputs from hedge root since it was not possible to estimate the hedge root biomass for a given distance from the hedge and depth, however, the hedge root C stocks (C_{HR}) was considered to be a good proxy to represent hedge root C inputs.

4.3.3.2 Land use and C inputs from herbaceous vegetation and fertilization

For each study site, farm survey was done to estimate C inputs from land management, including C inputs from crop and grass residues, organic fertiliser application and grazing. All farms produced livestock, mainly specializing in dairy cattle. Crop rotations, and tillage and fertilisation practices were recorded, at the scale of a whole crop rotation. The survey aimed to capture the main land uses and land-management practices in the fields and specific potential land uses (e.g. presence of a grass strip) or land-management practices next to the hedge (e.g., absence of fertilisation, no tillage). According to the farmers the field studied had no major changes in land use and land management over the last 15 years. Thus, there may have been no major changes in soil C input regimes over this time depth.

Land use type in the field adjacent to the hedge was described by 1 qualitative variables land use at 1 m from the hedge (LU_1), sorted in 4 categories: successions of annual crops including temporary grasslands, successions of annual crops, permanent grasslands and successions of annual crops including temporary grasslands and a 1 m grass strip. Of the 18 study sites, 5 were annual crop rotations, 5 were permanent grasslands and 8 were annual crop rotations that included temporary grasslands among which 4 had a grass strip between 0 and 1 m from the hedge.

The surveys included information on crop yields, the amount and type of organic fertilisers applied, the number and type of livestock grazing and the duration of grazing each year. For the C inputs estimation, the impact of the hedge on the distribution of C inputs from grazing and manure application was taken into account, however, C inputs from the hedge and the impact of the hedge on C inputs from crop residues were not taken into account when calculating total C inputs.

C inputs from land use and land management practices were estimated. C inputs from crop or grass residues were estimated for each different crop species and for grasslands, from the information on the yields and literature references on shoot-to-root ratios and average C content in aboveground and belowground biomass (Table S2). For each plant characteristic, a high and a low estimate was selected to be able to have a low and a high C input assumption.

C input from organic fertilisers were calculated from the amount and type of organic fertiliser applied to the field. C inputs were calculated for both distances from the hedge in case the organic fertilisation was different at 1 m compared to 10 m from the hedge due to the presence of the hedge. The C content and the dry matter content of organic fertilisers were taken from literature references (Equation 4).

$$CI_{OF} = C_{OF} \cdot DM_{OF} \cdot Q_{OF} \quad (4)$$

Where CI_{OF} is the C input to the soil from organic fertiliser application ($Mg\ C \cdot ha^{-1}$), C_{OF} is the C content of organic fertilisers (%), DM_{OF} is the dry matter content of organic fertilisers (%) and Q_{OF} is the quantity of organic fertilisers applied to the field ($Mg \cdot ha^{-1}$).

In grazed grasslands, C inputs from animal waste produced during grazing was calculated for both dairy cows (Equation 5) and heifers (Equation 6) numbers. In all sites that were grazed, there was no fence preventing cattle from grazing right up to the bottom of the hedge.

$$CI_{GR} = NB_{DC} \cdot EC \cdot (NB_{GR} / 365.5) / 1000 / F_A \quad (5)$$

Where CI_{GR} is the C input to the soil from grazing from dairy cows ($Mg\ C \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$), NB_{DC} is the number of dairy cows grazing, EC the mean amount of C excreted by cattle ($kg \cdot yr^{-1}$), NB_{GR} is the number of days grazing and F_A is the field area (ha).

$$CI_{GRH} = Q_{DM} \cdot 365.5 \cdot NB_H \cdot MO \cdot GD \cdot C_{MO} \cdot (NB_m / 12) \cdot PH / F_A \quad (6)$$

Where CI_{GRH} is the C input from heifers ($Mg\ C \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$), Q_{DM} is the quantity of dry matter ingested by one heifer each day ($kg \cdot day^{-1}$), NB_H is the total number of heifers, MO is the organic matter content in the grass, GD is the grass digestibility, C_{MO} is the grass organic matter C content, NB_m is duration of grazing (months), PH is the percentage of heifers grazing and F_A is the total field area (ha).

4.3.3.3 Total C inputs

For both distances from the hedge, C inputs from the hedge and from herbaceous vegetation and its management were summed. Inter-annual C inputs were calculated for each sites and at 1 m and 10 m from the hedge separately. To analyse the distribution of SOC stocks in the POM and MAOM fraction at 1 and 10 m from the hedge, multiples variables related to C inputs were used.

At 10 m from the hedge, two variables were considered: (1) the sum of aerial C inputs from herbaceous vegetation and its management, including C inputs from grass/crop aerial biomass, from organic fertilization (manure and direct input by grazing) (CI_{FA10}), and (2) root C inputs from the herbaceous vegetation (CI_{FR10}).

At 1 m from the hedge, six variables related to C inputs were considered: (1) C inputs from the hedge leaf litter (CI_{HA}), (2) hedge root C stocks (C_{HR}), (3) the sum of aerial C inputs at 1 m from the hedge from the adjacent field, including C inputs from grass/crop residues, from manure application and from grazing (CI_{FA1}), (4) root C inputs at 1 m from the hedge from the adjacent field (CI_{FR1}), (5) the sum HA_{CI} and CI_{FA1} ($sumCI_{A1}$), and (6) the difference between $sumCI_{A1}$ and CI_{FA10} (ΔCI_A).

4.3.4 Data analysis

Statistical analyses were performed using R version 4.1.1 with all graph plotted using the ggplot2 package (Wickham, 2016). For all statistical tests, statistical significance was accepted at p value ≤ 0.05 .

For each soil horizon h (0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm), additional SOC stocks ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$) were calculated as the difference between SOC stocks at 1 m and SOC stocks at 10 m from the hedge for the MAOM fraction ($\Delta\text{C_MAOM}_h$) and for the POM fraction ($\Delta\text{C_POM}_h$). $\Delta\text{C_MAOM}_{0-30}$ and $\Delta\text{C_POM}_{30-90}$ were also calculated for the 0-30 and 30-90 cm depths.

At 1 m from the hedge, analyses of variance (ANOVA) were performed to assess the impact of the distance from hedge on 5 soils properties: (1) SOC stocks in the POM fraction, (2) SOC stocks in the MAOM fraction, and (3) the proportion of total SOC stocks in the MAOM fraction, (4) $\Delta\text{C_MAOM}_h$ and (5) $\Delta\text{C_POM}_h$. Tukey HSD test were performed since normality assumptions were met (Shapiro-Wilk test). These tests took into account the fact that some study sites were paired by hedges.

To explore the factors potentially controlling additional SOC stocks distribution in the POM and MAOM fraction, multiple statistical linear models were implemented. Four dependent variables were considered: $\Delta\text{C_POM}_{0-30}$, $\Delta\text{C_MAOM}_{0-30}$, $\Delta\text{C_POM}_{30-90}$ of soil and $\Delta\text{C_MAOM}_{30-90}$. The variables used in the models were selected using Chi-square test for qualitative variables or Pearson correlation coefficients for quantitative variables to avoid having variables with a correlation coefficient > 60 in the model. Variables with significant effect on ΔStocks for each fraction were selected based on their Akaike Information Criterion by performing ANOVA on the model using step-wise removal of non-significant parameters. After selection, three groups of explanatory variables were used: (1) soil properties at 10 m from the hedge (S_{CN} , S_{CL} , $S_{\text{AT_P}}$, $S_{\text{AT_D}}$), (2) land use type (LU_1 , B_HA) and (3) C inputs (C_HR , CI_HA , CI_FA_1 , CI_FR_1 , sumCI_A_1 and $\Delta\text{CI_A}$). $\Delta\text{CI_A}$ was strongly correlated with LU_1 , thus, these variables were tested separately in the models. For these models, study sites next to the same hedge were considered paired.

In the models predicting $\Delta\text{C_POM}_{0-30}$ and $\Delta\text{C_MAOM}_{0-30}$, the explanatory variables used were: (1) soil properties at 10 m from the hedge (S_{CN} , S_{CL} , $S_{\text{AT_P}}$, $S_{\text{AT_D}}$), (2) land use type (LU_1 , B_HA) and (3) C inputs to the soil (CI_HA , C_HR , CI_FA_1 , CI_FR_1 , sumCI_A_1 , and $\Delta\text{CI_A}$). In the models predicting $\Delta\text{C_POM}_{030-90}$ and $\Delta\text{C_MAOM}_{30-90}$, the explanatory variables used were: (1) soil properties at 10 m from the hedge (S_{CN} , S_{CL} , S_{SA} , $S_{\text{AT_P}}$, $S_{\text{AT_D}}$), (2) land use type (LU_1 , B_HA) and (3) C inputs to the soil (C_HR and CI_FR_1).

For each linear model, ANOVA was performed on the model to calculate the sensitivity index (SI), which equalled the variable's sum of squares divided by the total sum of squares, was calculated to find the contribution of each explanatory variables retained.

4.4 Results

4.4.1 SOC stocks and distribution in soil fractions in the reference location non-affected by hedges

In the reference location at 10 m from the hedge, reference SOC stocks cumulated over 90 cm ranged between 95 and 370 t C. ha⁻¹ (Table 4.1). When comparing equivalent depth, SOC stocks significantly decreased with increasing depth. In the first 30 cm of soil, SOC stocks were significantly higher in successions of annual crops compared with successions of annual crops including temporary grasslands. For the 15-60 cm depth, they were significantly higher in successions of annual crops compared with permanent grasslands.

Tableau 4.1 Mean SOC stocks (t C.ha⁻¹) for each distance from the hedge and for each depth.

Depth (cm)	SOC stocks (t C.ha ⁻¹)	
	1 m	10 m
0-15	66.9 (± 3.8)	52 (± 2.9)
15-30	46.8 (± 3)	38 (± 2.1)
30-60	68.6 (± 7.7)	47.2 (± 5.2)
60-90	33.1 (± 4.5)	22.7 (± 3.5)
Cumulated	213.6 (± 15.6)	154.7 (± 10.9)

Table 4.2 and Figure 4.2 show the distribution of SOC stocks at 10 m from the hedge in the MAOM and POM fractions. Regardless of depth, SOC stocks were higher in the MAOM compared to the POM fraction in all sites. The MAOM fraction contained 73 %, 82 %, 86 %, and 84 % of SOC stocks respectively in the 0-15-cm, 15-30-cm, 30-60-cm and 60-90-cm soil depth. SOC stocks in POM fraction were higher in study sites used with successions of annual crops compared to successions of annual crops including temporary grasslands in the 15-30 cm depth, and compared with permanent grasslands in the 30-90 cm depth. SOC stocks in the MAOM fraction were higher for successions of annual crops compared with successions of annual crops including temporary grasslands in the 15-30 cm depth, and compared with permanent grasslands in the 15-60 cm depth. However no differences in SOC stocks were observed between land uses in the MAOM or POM fraction in the first 15 cm of soil.

Tableau 4.2 Distribution of SOC stocks (Mg C.ha⁻¹) in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions for each distance from the hedge and for each depth.

Depth (cm)	Fraction (µm)	SOC stock (Mg C.ha ⁻¹)	
		1 m	10 m
0-15	POM	25.6 (± 3.1)	14 (± 1.8)
	MAOM	41.3 (± 2)	38 (± 1.8)
15-30	POM	11.2 (± 1.5)	7 (± 0.8)
	MAOM	35.6 (± 1.8)	31(± 1.7)
30-60	POM	13.4 (± 2)	6.7 (± 1.1)
	MAOM	55.2 (± 6)	40.5 (± 4.1)
60-90	POM	7.4 (± 1.5)	3.6 (± 0.8)
	MAOM	25.7 (± 3.8)	19.1 (± 2.7)

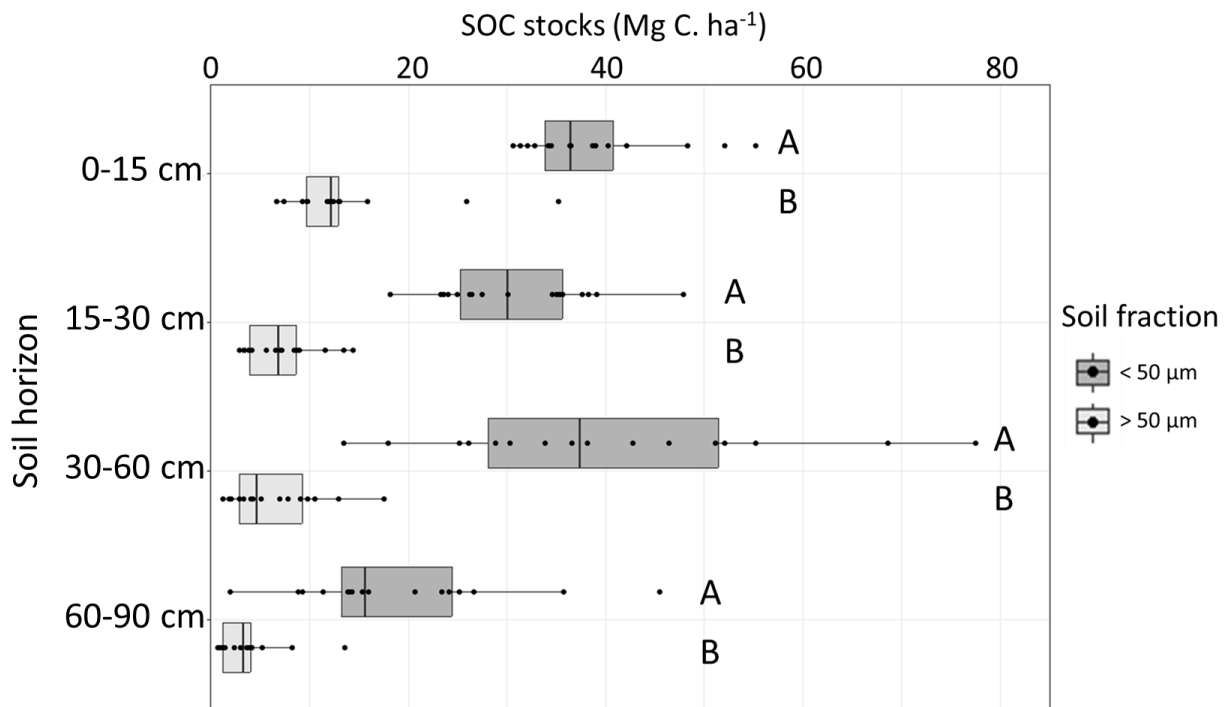


Figure 4.2 Distribution of SOC stocks in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions at 10 m from the hedge for each depth. Letters shows significant differences in SOC stocks at p<0.05 between the MAOM and POM fraction for a given soil layer. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

The SAT_P at 10 m from the hedge ranged between 17 and 31 g C.kg⁻¹ of soil in the first 30 cm of soil. When comparing SOC content with SAT_P, SAT_D increased with depth, and was on average 18, 19, 21 and 20 g.kg⁻¹ of soil respectively for the 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm depths.

S_CN was significantly higher in the POM fraction compared to the MAOM fraction for each depth. In the POM fraction, mean S_CN was rather stable along soil depth, and was of 16.9, 14.2, 16.2 and 16.7 respectively for the 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm depth. In the MAOM fraction, mean S_CN significantly decreased with depth between 0-15 and 15-90 cm depth and was of 12.2, 9.4, 8.8 and 8.4 respectively for the 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm depth.

4.4.2 SOC stocks and distribution in the soil fractions at 1 m from the hedge

SOC stocks were significantly higher at 1 m from the hedge compared to 10 m from the hedge in each soil layer. Similarly to 10 m from the hedge, at 1 m from the hedge, the distribution of SOC stocks between POM and MAOM fractions showed higher SOC stocks in the MAOM fraction regardless of the depth (Table 4.2 and Figure 4.3). However, SOC stocks in the POM fraction were significantly higher at 1 m compared to 10 m from the hedge for all depths. For the 0-15 cm soil layer, POM stocks were on average 82 % higher at 1 m compared to 10 m. They were 60 % higher for the 15-30 cm depth, 100 % higher for the 30-60 cm depth and 105 % higher for the 60-90 cm depth. There was no significant differences in SOC stocks in the MAOM fraction between 1 and 10 m from the hedge. However, in the MAOM fraction, results did not show signs of saturation at either 1 or 10 m from the hedge (Figure S4.1). At 1 m from the hedge, SOC saturation deficit was lower than at 10 m from the hedge, and was of 17, 18, 20 and 20 g.kg⁻¹ of soil for respectively the 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm depths.

Similarly to 10 m from the hedge, the C:N ratio at 1 m from the hedge was significantly higher in the POM fraction compared to the MAOM fraction for each depth. It significantly increased with depth in the POM fraction, while it decreased with depth in the MAOM fraction. In the POM fraction, mean C:N ratio was of 17.2, 19.1, 19.7 and 28.5 respectively for the 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm depth. In the MAOM fraction, the C:N ratio decreased with depth, although not significantly, between 0-15 and 15-90 cm depth and was of 11.2, 11.1, 9.6 and 9.5 respectively for the 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm depth. C:N ratio was significantly higher at 1 m from the hedge compared to 10 m in the POM fraction for each depth except the 30-60 cm depth while it was only significantly higher at 1 m from the hedge compared to in the MAOM fraction for the 15-30 cm depth.

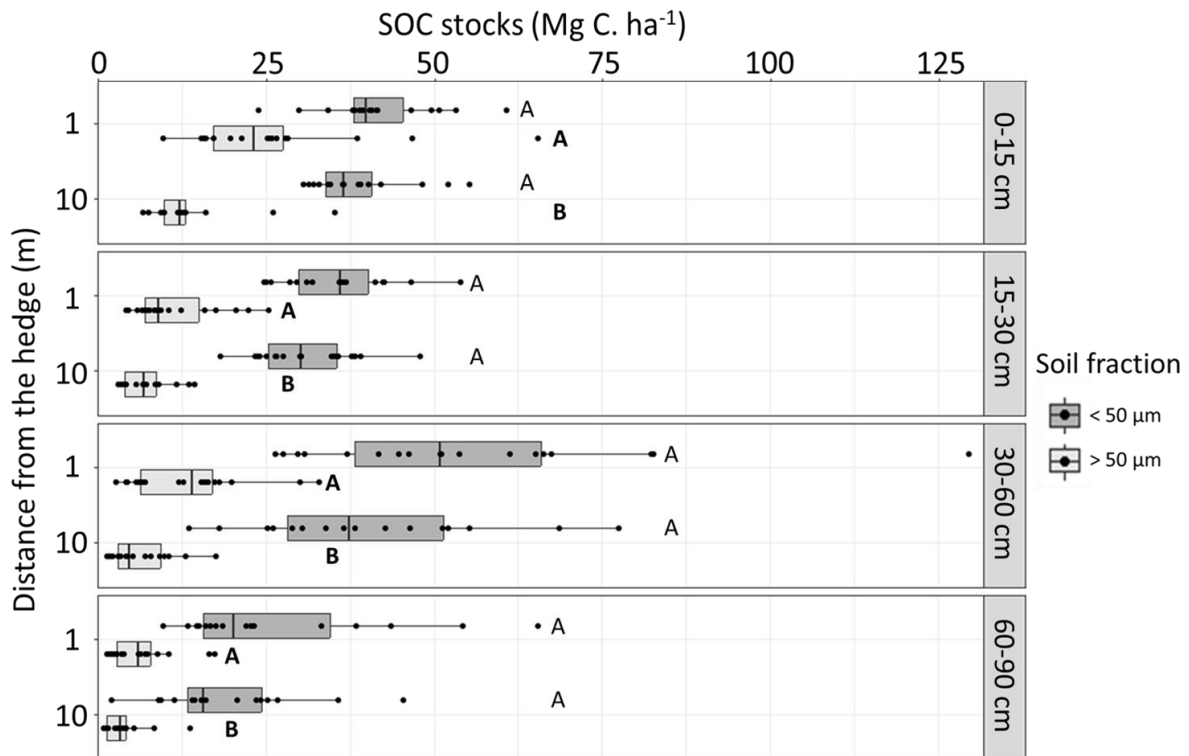


Figure 4.3 Distribution of SOC stocks in the MAOM (<50µm) and POM (>50µm) fractions at 1 and 10 m from the hedge for each soil layer. Letters shows significant differences in SOC stocks between distances from the hedge for a given soil fraction. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

4.4.3 Heterogeneity in C inputs from the hedge and the herbaceous vegetation B_HA ranged from 14.3 to 26.8 t DM. 100 m⁻¹, with mean C stock in the aerial biomass of 5.9 t C. 100 m⁻¹ of hedge. Mean C_HR was 5.4 t C. 100 m⁻¹. Mean CI_HA was 20 t C. ha⁻¹.yr⁻¹. Thus, a study site at 1 m from the hedge, only concerned by one side of a hedge, received CI_HA of 5 t C. ha⁻¹.yr⁻¹. In the POM fraction SOC stocks at 1 m from the hedge were almost significantly correlated with CI_HA in the 0-15 and 15-30 cm depths (p-value = 0.067).

At 10 m from the hedge, CI_FA₁₀, ranged from 1.1 and 7.2 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ for low estimates, and 3 and 8.6 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ for high estimates between sites. Sites with high C inputs had both high C inputs from crop residues and manure application (Table 4.3). Mean CI_FR₁₀ were of 1.9 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ for high estimates. CI_FA₁₀ for high estimates were significantly higher for permanent grasslands and successions of annual crops including temporary grasslands compared with successions of annual crops (Figure 4.4). There was however no significant differences in C inputs for low estimates between land uses.

At 1 m from the hedge, mean CI_FA₁ were of 6.1 t C.ha⁻¹.yr⁻¹, while mean CI_FR₁ were of 1.9 t C.ha⁻¹.yr⁻¹. In successions of annual crops including grasslands with a 1 m grass strip, CI_FA₁ were significantly higher than CI_FA₁₀.

Mean Sum_CI were 8.2 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ at 1 m from the hedge and 7.8 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ at 10 m from the hedge. On average, ΔCI_A were of 0.59 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ and consisted mainly to the C inputs from the hedge leaf litter.

Tableau 4.3 C inputs (t C. ha⁻¹.yr⁻¹) at 1 m from the hedge for each type of C input, with CI_HA = hedge leaf C input, CI_FA1 = Aerial crop/grasses C input, CI_FR1= Crop/grasses root C inputs, CIOF = Organic fertiliser application C input and CIGR = Grazing C input. PG = permanent grasslands, TG = Successions of annual crops including temporary grasslands, SAC = Successions of annual crops and TG_GS = Successions of annual crops including temporary grasslands and a 1 m wide grass strip.

Land use	C inputs (t C. ha ⁻¹ . yr ⁻¹)					Total
	CI_HA	CI_FA1	CI_FR1	CI_OF	CI_GR	
PG	6	4.2	2.1	0.8	1	14.1
TG	4	3.6	2.2	3	0.2	13
SAC	4.8	2.1	1.3	3.2	0	11.4
TG_GS	5	4.6	2.1	1.5	0.9	14.1

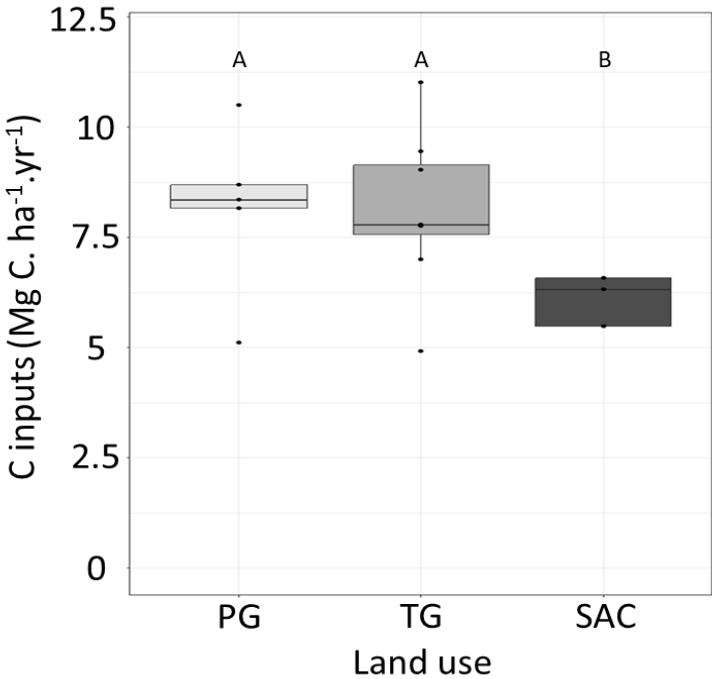


Figure 4.4 Total average annual C inputs (t C. ha⁻¹.yr⁻¹) as a function of land use in the field at 10 m from the hedge. Letters shows significant differences in C inputs between land uses. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range. SAC = Successions of annual crops, TG = Successions of annual crops including temporary grasslands, PG = permanent grasslands.

4.4.4 Additional SOC stocks in the fractions next to hedges

Since SOC stocks were significantly higher at 1 m compared to 10 m from the hedge in each soil horizon, Δ SOC stocks cumulated over the whole soil profile were calculated. Cumulated Δ SOC stocks ranged between -28 and 152 t C.ha⁻¹, with mean Δ SOC stocks of 17.3, 9.3, 21.3 and 12.4 t C.ha⁻¹ respectively for the 0-15, 15-30, 30-60 and, 60-90 cm soil layers. The first 30 cm of soil contained on average 54 % of the Δ SOC stocks cumulated over the soil profile. Some study sites adjacent to the same hedge had contrasting cumulated Δ SOC stocks, but none of the available variables, including reference SOC stocks at 10 m from the hedge, difference in land use between hedge sides and SOC saturation, could explain this difference in Δ SOC stocks between hedge sides.

For the 0-15 cm depth, Δ SOC stocks were significantly higher in the POM fraction compared to the MAOM fraction (Figure 4.5). Below 15 cm, there were no significant differences in Δ SOC stocks between the POM and MAOM fractions. However, Δ C_MAOM tend to be higher than Δ C_POM for 30-60 and 60-90 cm soil layers. Δ C_POM represented 72 % of the total stocks in the 0-15 cm depth while they represented on average 47 % of the total stocks in the 15-30, 30-60 and 60-90 cm depths.

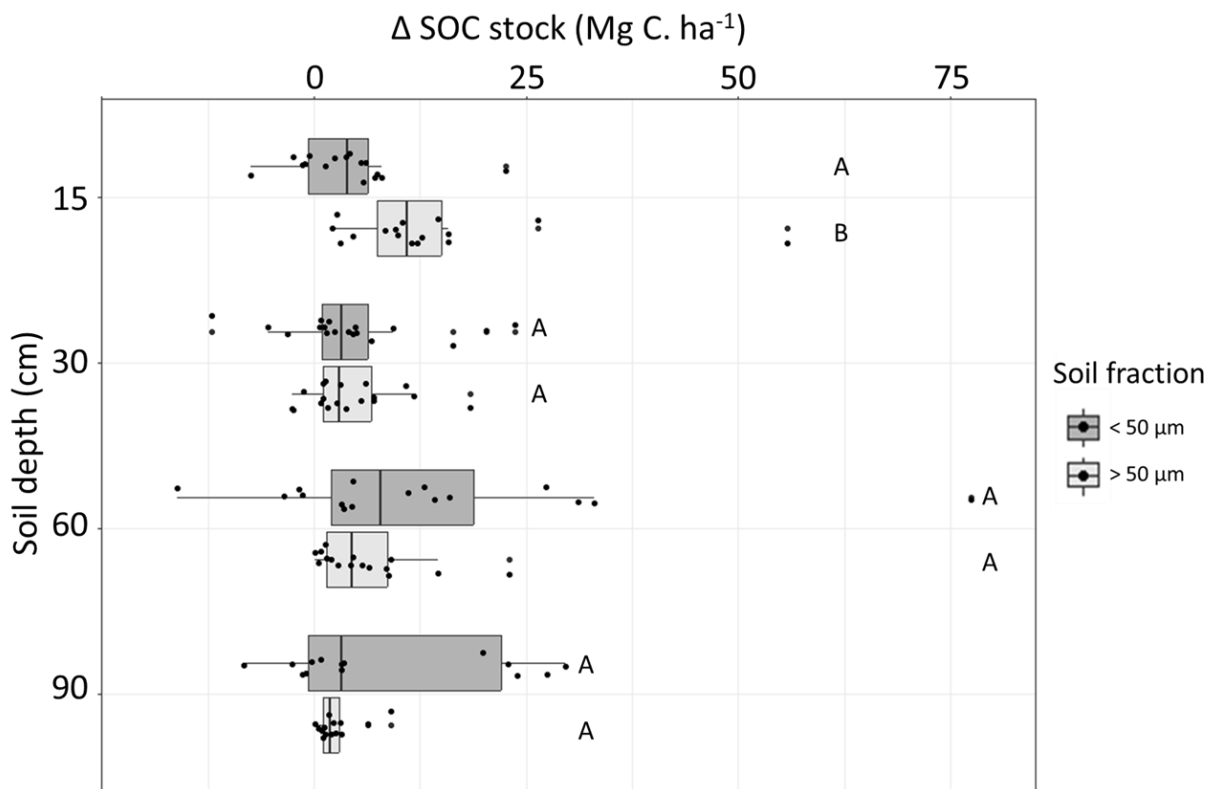


Figure 4.5 Distribution of Δ SOC stocks in the MAOM (<50 μ m) and POM (>50 μ m) fractions for each depth. Letters shows significant differences in SOC stocks between the MAOM and POM fractions for a given depth. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

In the predictive model of ΔC_{MAOM} in the first 30 cm of soil, only LU_1 (SI =0.48) was retained in the model selection ($R^2=0.42$).

Similarly to the ΔC_{MAOM} model, the predictive model of ΔC_{POM} in the first 30 cm of soil also only retained LU_1 (SI = 0.41, $R^2 = 0.38$). Below 30 cm, no variable was retained in the prediction models of ΔC_{MAOM} and ΔC_{POM} .

In successions of annual crops including temporary grasslands, the presence of a grass strip significantly increased ΔC_{POM} fraction in the first 30 cm of soil, and ΔC_{MAOM} in the first 15 cm of soil (Figure 4.6). In the first 30 cm of soil, ΔC_{POM} were on average of 36.2 t C.ha⁻¹ in sites with a grass strip and 10 t C.ha⁻¹ in other sites including permanent grasslands. For the same depth, ΔC_{MAOM} were on average of 24.6 t C.ha⁻¹ in sites with a grass strip and 3.1 t C.ha⁻¹ in other sites including permanent grasslands. Since LU_1 and ΔCI_A were strongly correlated (correlation of 0.92), high ΔC_{POM} and ΔC_{MAOM} were also associated with high differences in C inputs at 1 m from the hedge compared to 10 m from the hedge.

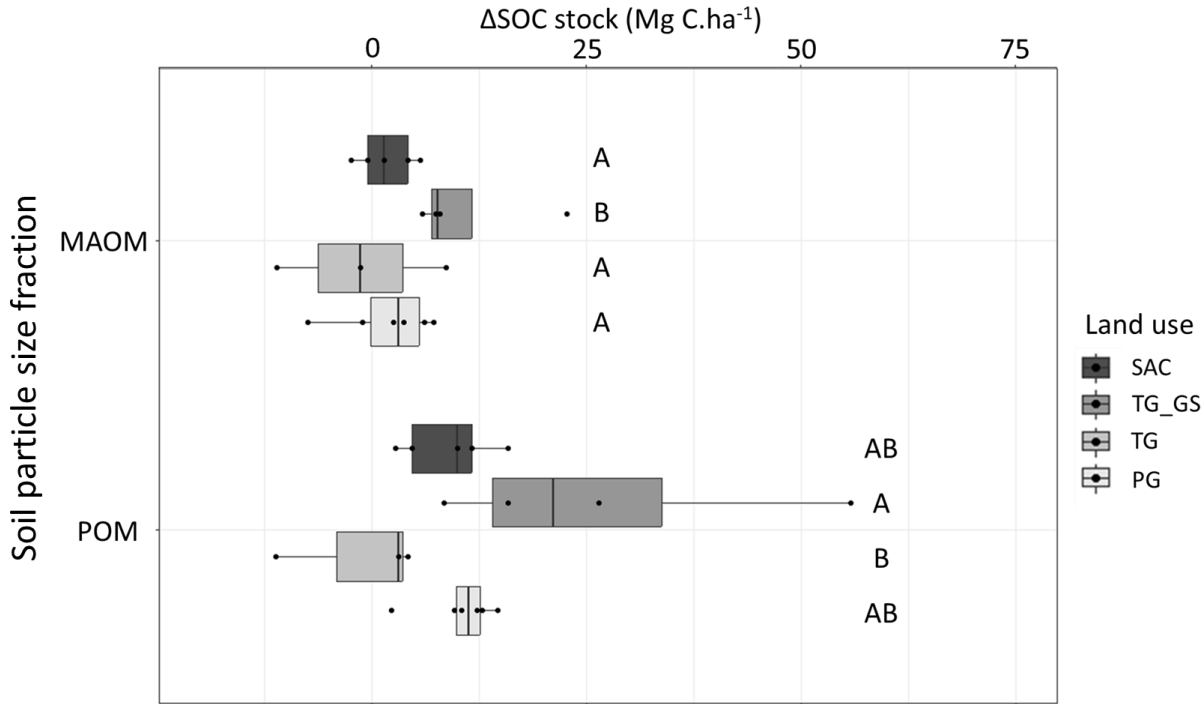


Figure 4.6 ΔSOC stocks (t C.ha⁻¹) in the POM and in the MAOM fraction in the first 15 cm of soil for each land use. Letters show significant differences in ΔSOC stocks between land use type for a given soil fraction. Upper and lower edges of boxes indicate 75th and 25th percentiles, horizontal lines within boxes indicate median and whiskers represent 1.5 times the interquartile range. SAC = Successions of annual crops, TG_GS = Successions of annual crops including temporary grasslands and a 1 m wide grass strip, TG = Successions of annual crops including temporary grasslands, PG = permanent grasslands.

4.5 Discussion

Consistently with previous work (Lesaint *et al.*, 2023), results showed a wide range of cumulated SOC stocks at 10 m from the hedge.

SOC stocks in the first 30 cm of soil measured in successions of annual crops and successions of annual crops including grasslands were of 92 t C.ha⁻¹ and were higher than those reported by a recent national review on SOC storage in agricultural lands (Pellerin *et al.*, 2020), with SOC stocks for successions of annual crops for the same depth of 51.6 t C.ha⁻¹. This work focused on fields associated with livestock farming, with exogenous organic matter inputs, which may explain the differences in mean SOC stocks with Pellerin *et al.* (2020) who focus on annual crop successions not necessarily associated with organic fertilization.

In permanent grasslands, SOC stocks were of 85 t C.ha⁻¹ in the first 30 cm of soil and were equal to average SOC stocks from Pellerin *et al.* (2020) for permanent grassland. This shows the specific characteristics of the sampling, with soils in successions of annual crops that are richer in SOC, compared with permanent grasslands.

At 10 m from the hedge, SOC stocks in the MAOM fraction were significantly higher compared with SOC stocks in the POM fraction and represented at least 70 % of total stocks. This result is similar to results from literature, which almost always show higher SOC stocks in the MAOM fraction (Gregorich *et al.*, 2006; Sokol *et al.*, 2022).

At 1 m from the hedge, SOC stocks were still higher in the MAOM fraction compared to the POM fraction. However, when comparing 1 and 10 m from the hedge, SOC stocks were only significantly higher in the POM fraction compared to the MAOM fraction, even for soil horizons below 30 cm depth. Out of the 18 study sites, 16 had positive cumulated Δ SOC stocks. The first 30 cm contained on average 54 % of the cumulated Δ SOC stocks and more than 70 % of these additional SOC stocks were in the POM fraction. This result was expected, Viaud et Kunnemann (2021) also found higher SOC stocks close to the hedge compared to further distances, with most of the Δ SOC stocks at 1 m from the hedge in the POM fraction. Wenzel *et al.* (2023) showed an impact of the hedge age on the distribution of SOC stocks among the soil fractions, with high SOC stored in the coarse fraction (> 20 μ m) in the topsoil (0-20 cm) near hedges less than 30 years old, and high SOC stored in the fine fraction (<20 μ m) in the topsoil near hedges between 30 and 70 years old. This study was however focused on the impact of the hedge age and was limited on the first 40 cm of soil. In our study sites, with hedges over 70 years old, we still find more SOC stored in the POM fraction in the 0-30 cm depth.

The two predictive models in the first 30 cm of soil showed higher ΔC_{MAOM} and ΔC_{POM} for sites with a grass strip compared to the other sites. The presence of a grass strip may have different impacts on SOC storage. In the grass strip, the higher C inputs compared to the point at 10 m from the hedge can increase SOC storage (Cardinali *et al.*, 2014). Additional SOC stocks were on average 170 % higher in the POM fraction, and, although not significantly, 38 % higher in the MAOM fraction in sites with a grass strips compared with sites without a grass strip in the first 30 cm of soil. In the study sites, the grass strip received similar C inputs from organic fertilisation as the points at 10 m from the hedge. However, while the soil at 10 m from the hedge was tilled, the grass strip was not tilled. Since tillage can increase microbial activity in the short term and damage soil aggregates and the physical protection of SOC, the absence of tillage in the grass strip can prevent SOC mineralization compared with the tilled adjacent field (Conant *et al.*, 2007).

ΔC_{POM} and ΔC_{MAOM} also increased with increasing ΔC_{I_A} . Since woody perennial vegetation in the hedge have large C inputs from litter that are composed of a higher percentage of compound that are difficult to degrade compared to C inputs from crops or grass vegetation (Dhillon *et al.*, 2017), the presence of the hedge may increase the formation of POM in surface horizons and in turn, increase the formation of MAOM over time (Angst *et al.*, 2023).

Below 30 cm, ΔSOC stock tended to be equally distributed in the POM and MAOM fractions. This difference in ΔSOC stocks distribution in the POM and MAOM fractions between depths may come from the different pathways for SOC storage between top and subsoil. Compared to the surface which may be directly supplied by surface C inputs, subsoils below 30 cm may either be supplied by rhizodeposition, by transfer of fresh organic matter and or SOC from surface horizons through bioturbation, leaching (Harper et Tibbett, 2013). SOC in deep soil horizon is generally older than C in topsoil (Balesdent *et al.*, 2018), it is therefore not surprising to find more C in the MAOM fraction at lower depth. To explain why certain study sites had higher ΔC_{MAOM} in the 30-60 cm depth, it would be necessary to assess the root C inputs for each depth. However, some of these sites were adjacent to other study sites that did not show such increase in ΔC_{MAOM} in lower depths. This difference between study sites next to the same hedge could not be explained but may come from tree root systems asymmetry between hedge sides (McIvor *et al.*, 2009; Messerschmidt *et al.*, 2021).

It is generally conceptualized that in the MAOM fraction, SOC can reach a saturation state (Hassink, 1997; Angers *et al.*, 2011), however, either at 1 m or 10 m from the hedge, our results did not show signs of SOC saturation in the MAOM fraction. Cotrufo *et al.* (2019) found SOC saturation in the MAOM fraction when C content in the MAOM fraction reached 47 g C .kg⁻¹, however, a recent study from Begill *et al.* (2023) showed that this saturation might be from the sample set that did not allow the prediction

of SOC stocks for soil with a C content in the MAOM fraction above 45 g C.kg⁻¹. Begill *et al.* (2023) found no upper limit of MAOM SOC for temperate agricultural soil and through high resolution imaging, proposed that organic matter can pile up on clay surfaces, and that C in the MAOM fraction can increase that way even if mineral surfaces are limited. However, a recent response to Begill *et al.* (2023) from Cotrufo *et al.* (2023) shows that the soil C saturation concept is subject to controversy.

The results highlighted the importance of investigating lower depth when studying SOC storage near hedges. In topsoil, the hedge will mainly increase SOC stocks in the POM fraction. Since POM corresponds to easily degradable and young organic matter, it is more sensitive to modification in land use and particularly hedge removal. On the other hands, at lower depth, the hedge will increase SOC stocks in both the POM and the MAOM fraction. While C in the POM fraction is still sensitive to land use modification at lower depth, in the MAOM fraction, C is considered to be more stable, with longer residency time, and is less sensitive to modification of land use.

4.6 Conclusion

This study analysed how the presence of hedges in agricultural field margins can impact the distribution of soil organic carbon stocks between the POM and MAOM fraction and how soil properties, hedge characteristics, land use in the adjacent field and its management, and carbon inputs can influence this distribution under temperate climate in a landscape associated with crop-livestock farming. SOC stocks in the POM fraction significantly increased next to the hedge, while SOC stocks in the MAOM fraction were similar to those of the reference situation in the whole soil profile (0-90 cm). The effect of the hedge on the POM fraction was mainly located on the 0 to 30 cm depth. In the 30 to 90 cm depth however, the MAOM SOC stocks were associated with a high variability between sites, which could not be explained by available data. In the first 30 cm of soil, the variability of additional SOC stocks in the POM fraction between sites was caused by (1) the difference of C inputs between 1 and 10 m, (2) land use and (3) clay content. These results shows that even if hedge agroforestry systems have a potential to store additional C locally in their vicinity, this C mainly corresponds to active and easily accessible C. This makes the C stored by hedge very sensitive to changes in land use or management at the hedge base. To promote additional storage of stable C in the MAOM fraction, it remains important to elucidate the drivers of the SOC stocks variability in this fraction at depth deeper than 30 cm, in particular by studying the dynamics of SOC storage in deeper soil horizons.

4.7 Supplementary materials

Tableau S4.1 Details of the hedge agroforestry fields from the three study regions.

Study area	Hedge	Study site	Land use	Hedge type	Hedge dominant tree species	Hedge orientation	Mean hedge width (m)	Hedge biomass (Mg. 100m ⁻¹)	Soil texture
Normandy	1	1	Permanent grassland	mixed coppice with high stem trees	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	2.15	26.7	Silt loam
		2	Permanent grassland	high stem trees	<i>Quercus petraea</i>	W./E.	2.15	26.7	Silt loam
		3	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	mixed coppice with high stem trees	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	N./S.	0.62	19.9	Sandy clay loam
	2	4	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	high stem trees	<i>Quercus petraea</i>	N./S.	0.62	19.9	Sandy clay loam
		5	Successions of annual crops and grasslands	mixed coppice with high stem trees	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	1.25	18	Silt loam
	3	5	Successions of annual crops and grasslands	mixed coppice with high stem trees	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	1.25	18	Silt loam
		6	Successions of annual crops	Simple coppice	Hazelnut and oak	W./E.	1.2	16.5	Loam
	4	7	Successions of annual crops	Simple coppice	Hazelnut and oak	W./E.	1.2	16.5	Loam
		8	Successions of annual crops	Simple coppice	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	0.96	15.6	Loam
	5	8	Successions of annual crops	Simple coppice	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	0.96	15.6	Loam
		9	Successions of annual crops	Simple coppice	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	0.96	15.6	Loam
	10	Successions of annual crops and grasslands	mixed coppice with high stem trees	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	1.1	16	Loam	
	6	10	Successions of annual crops and grasslands	mixed coppice with high stem trees	<i>Corylus avellana</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	1.1	16	Loam
		11	Permanent grasslands	high stem trees	<i>Quercus petraea</i>	W./E.	1.1	16	Loam
Burgundy	7	12	Permanent grasslands	mixed coppice with high stem trees	<i>Crataegus sp.</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	NA	NA	Silty clay loam
		13	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	high stem trees	<i>Crataegus sp.</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	NA	NA	Silty clay loam
		14	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	high stem trees	<i>Crataegus sp.</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	NA	NA	Silty clay loam
	8	14	Successions of annual crops and grasslands with a grass strip	high stem trees	<i>Crataegus sp.</i> / <i>Quercus petraea</i>	W./E.	NA	NA	Silty clay loam
Hauts-de-France	9	15	Permanent grasslands	high stem trees	<i>Carpinus betulus</i>	W./E.	0.68	26.8	Silt loam
		16	Successions of annual crops	high stem trees	<i>Carpinus betulus</i>	W./E.	0.68	26.8	Silt loam
		17	Successions of annual crops and grasslands	high stem trees	<i>Carpinus betulus</i>	W./E.	0.68	26.8	Silt loam
	10	18	Successions of annual crops and grasslands	high stem trees	<i>Carpinus betulus</i>	W./E.	0.68	26.8	Silt loam
		18	Successions of annual crops and grasslands	high stem trees	<i>Crataegus sp.</i> / <i>Rosa canina</i> L.	N./S.	0.8	14.4	Silt loam
		18	Successions of annual crops and grasslands	high stem trees	<i>Crataegus sp.</i> / <i>Rosa canina</i> L.	N./S.	0.8	14.4	Silt loam

Tableau S4.2 Calculation of C inputs by crop type based on yields

Crops	Basic data used	biomass (tMS.ha ⁻¹)		Total aerial biomass (TAB)	Aerial biomass residues (BAR)	Total root biomass (TRB)	C content (tC.tMS ⁻¹)			Total aerial C input (TACI)	Total root C input (TRCI)
		Options	Leaf and stems biomass (LSB)				Aerial (AC)	Root (RC)			
Wheat	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 1.00 d _{max} =1.50	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.16 C _{max} =0.20	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues exported	LSB=a .GY d _{min} = 1.00 d _{max} =1.50	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB b _{min} = 0.15 b _{max} = 0.30	TRB =c.TAB cm/n= 0.16 C _{max} =0.20	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.77 d _{max} =1.00	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.50	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Barley	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.45	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.40	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues exported	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.45	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB b _{min} = 0.15 b _{max} = 0.30	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.40	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.00	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.40	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Oats	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.45	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.40	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues exported	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.45	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB b _{min} = 0.15 b _{max} = 0.30	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.40	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.00	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.40	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Triticale	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 1.00 d _{max} =1.94	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.18 C _{max} =0.20	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues exported	LSB=a .GY d _{min} = 1.00 d _{max} =1.94	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=b.LSB b _{min} = 0.15 b _{max} = 0.30	TRB =c.TAB cm/n= 0.18 C _{max} =0.20	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 1.00 d _{max} =1.00	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.25	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Grain Corn	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.00	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.25	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
		residues returned	LSB=a .GY d _{min} = 0.90 d _{max} =1.00	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR= LSB	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.25	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Silage Corn	Plant yield PY (tMS.ha ⁻¹)			TAB=PY	BAR=d.TAB d _{min} = 0.06 d _{max} = 0.10	TRB =c.TAB cm/n= 0.20 C _{max} =0.25	ACmin=0.40 ACmax=0.45	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	

Crops	Basic data used	Options	biomass (tMS.ha ⁻¹)			C content (tC.tMS ⁻¹)			C inputs (tC.ha ⁻¹)		
			Leaf and stems biomass (LSB)	Total aerial biomass (TAB)	Aerial biomass residues (BAR)	Total root biomass (TRB)	Aerial (AC)	Root (RC)	Total aerial C input (TACI)	Total root C input (TRCI)	
Rapeseed					$BAR_{min} = 5$ $BAR_{max} = 6$	TRB = 1	AC=0.44	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Inter-crop					BAR = 3	TRB = 0.8	AC=0.44	RC=0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Temporary grassland	Plant yield PY (tMS.ha ⁻¹)						AC = 0.42 ð 0.44	RC = 0.31 ð 0.48	TACI = PY . AC . a $amini=1.5$ $amax=3$	TRCI = 0.6 ð 3.8	
Permanent grassland	Plant yield PY (tMS.ha ⁻¹)						AC = 0.42 ð 0.44	RC = 0.31 ð 0.48	TACI = PY . AC . a $amini=1.5$ $amax=3$	TRCI = 0.6 ð 3.8	
Spelled	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=q . GY	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=LSB	TRB =c. TAB $cmi=0.20$ $c_{max}=0.40$	ACmin =0.40 ACmax =0.45	RC =0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
			$q_{min} = 1.00$ $q_{max} = 1.94$								
			residues exported	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	$BAR = b.LSB$ $b_{min} = 0.15$ $b_{max} = 0.30$	TRB =c. TAB $cmi=0.18$ $c_{max}=0.20$	ACmin =0.40 ACmax =0.45	RC =0.40	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Seigle	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=q . GY	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=LSB	TRB =c. TAB $cmi=0.15$ $c_{max}=0.20$	ACmin = 0.40 ACmax =0.45	RCmin = 0.37 RCmax = 0.43	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
			$q_{min} = 1.00$ $q_{max} = 1.50$								
			residues exported	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	$BAR = b.LSB$ $b_{min} = 0.15$ $b_{max} = 0.30$	TRB =c. TAB $cmi=0.15$ $c_{max}=0.20$	ACmin = 0.40 ACmax =0.45	RCmin = 0.37 RCmax = 0.43	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Sunflower	Grain yield GY (tMS.ha ⁻¹)	residues returned	LSB=q . GY $q_{min} = 2$ $q_{max} = 2.33$	TAB=GY+LSB = (1+q).GY	BAR=LSB	TRB =c. TAB $cmi=0.15$ $c_{max}=0.20$	ACmin = 0.40 ACmax = 0.45	RC = 0.4	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	
Sorghum	Plant yield PY (tMS.ha ⁻¹)	residues exported		TAB=R+0.05*PY	$BAR = d.TAB$ $d_{min} = 0.05$ $d_{max} =$	TRB =c. TAB $cmi=0.12$ $c_{max}=0.18$	ACmin = 0.41 ACmax = 0.46	RCmin = 0.3 RCmax = 0.41	TACI = BAR.AC	TRCI = TRB.RC	

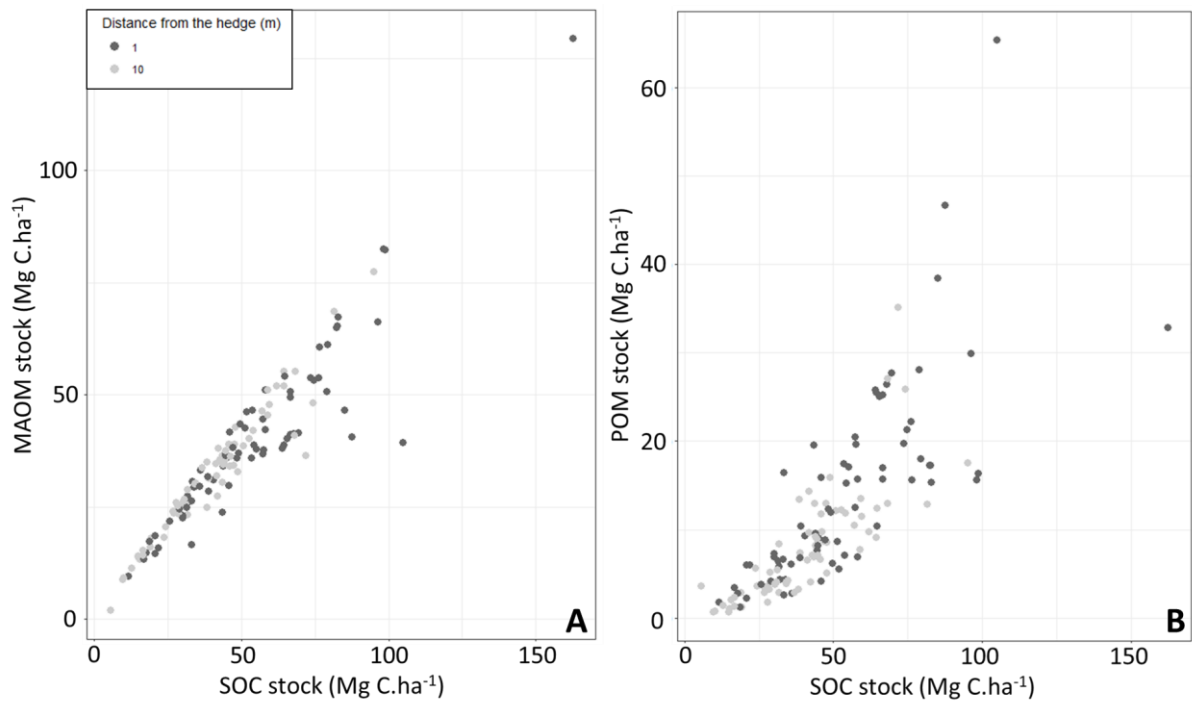


Figure S4.1 Distribution of SOC stocks in MAOM (A) and POM (B) fractions in relation to total SOC stocks for a given depth at 1 and 10 m from the hedge.

4.8 Conclusion du chapitre

Les résultats confirment une augmentation des stocks de C dans la fraction POM au voisinage de la haie sur l'ensemble du profil du sol mais ne montrent pas d'augmentation significative des stocks dans la fraction MAOM, et ce même en profondeur. Dans les 30 premiers cm de sol, le stockage additionnel est significativement plus élevé dans la fraction POM par rapport à la fraction MAOM, sans différences significatives entre les stocks des deux fractions de 30 à 90 cm de profondeur. Les résultats confirment donc les deux premières, cependant, la troisième hypothèse est réfutée.

Les stocks additionnels de C, que ce soit dans la fraction MAOM ou dans la fraction POM, présentent une variabilité élevée. Dans la fraction POM, les stocks additionnels varient de $-0,07$ à $0,7 \text{ t C.100m}^{-1}$ (coefficient de variation = 82 %) tandis que dans la fraction MAOM, ils varient de $-0,31$ à $1,09 \text{ t C.100m}^{-1}$ (coefficient de variation = 132 %). Les stocks additionnels dans la fraction MAOM sont donc associés à une variabilité plus importante que ceux de la fraction MAOM. Cependant, les variables de contrôles mesurées permettent de mieux expliquer la variabilité des stocks additionnels dans la fraction POM par rapport à la fraction MAOM :

- Dans les POM, parmi les facteurs de contrôle mesurés, comme les stocks additionnels dans le sol total, c'est la différence d'usage des sols entre le pied de la haie et le centre de la parcelle ainsi que les différences d'entrées de C au sol entre 1 m et 10 m qui contrôlent la variabilité des stocks additionnels.
- Dans la fraction MAOM, la variabilité du stockage additionnel est uniquement influencée par la différence d'usage des sols entre le pied de la haie et le centre de la parcelle. La présence de bande enherbée augmentant les différences d'entrées de C entre 1 m et 10 m, ce sont les entrées de C au sol qui semblent impacter le plus fortement la variabilité du stockage additionnel de C au voisinage de la haie.

Comprendre comment le gradient d'occupation du sol et les entrées de C qui y sont associées impactent la distribution des entrées de C au pied de la haie, en caractérisant en détail les entrées de C par le système racinaire de la haie est donc nécessaire pour expliquer la variabilité du stockage additionnel de C.

Chapitre 5 : Distribution spatiale des entrées de C aériennes et racinaires et des stocks de C dans le continuum haie-parcelle en prairie et en culture.

5.1 Introduction du chapitre

Les deux chapitres précédents ont montré une hétérogénéité des stocks additionnels totaux de C au voisinage des haies qui, au niveau de la fraction POM, sont liés à des différences d'entrées de C entre les différentes distances à la haie. Les entrées de C sont jusqu'à présent estimées en s'appuyant sur les usages et pratiques, aux différentes distances de la haie et ne prennent pas en compte explicitement les entrées de C par le système racinaire de la haie.

Pour mieux comprendre l'hétérogénéité du stockage additionnel de C observée entre les sites d'étude, il convient de caractériser la distribution spatiale des entrées de C dans le continuum haie-parcelle plus directement et de manière plus détaillée.

Ce chapitre se centre donc sur la troisième question de recherche : « Quelle est l'influence du continuum haie-parcelle sur la distribution spatiale des entrées de carbone au sol et quel est le lien entre la distribution spatiale des entrées de C et celle des stocks de C du sol ? ». L'objectif spécifique est de caractériser la distribution des entrées de C au voisinage des haies pour les deux modes d'occupation du sol sélectionnés, associés à des systèmes avec élevages, pour déterminer quel est le compartiment qui contribue le plus aux entrées de C à proximité de la haie et estimer plus précisément leur influence sur les stocks de C du sol. Ce travail a fait l'objet de la rédaction d'un article scientifique soumis à *Agroforestry Systems* : « **Spatial distribution of soil carbon inputs in permanent grassland vs. cropland in hedge agroforestry systems** », et actuellement en cours de relecture.

Nous faisons les hypothèses suivantes (Figure 5.1) :

- (1) Au voisinage d'une haie les apports directs de C par les feuilles et les racines de la haie contribuent à augmenter le stock de C.
- (2) Les apports de C par la végétation herbacée (prairie, culture) peuvent être différents au voisinage de la haie en raison (1) de différences potentielles d'usage des sols et/ou de pratiques culturales entre le pied de haie et le reste de la parcelle, (2) d'effet indirect de la présence de haie sur la croissance de la végétation herbacée.
- (3) La distribution spatiale des stocks de C du sol est fortement corrélée à la distribution spatiale des entrées de C sur le continuum haie-parcelle.

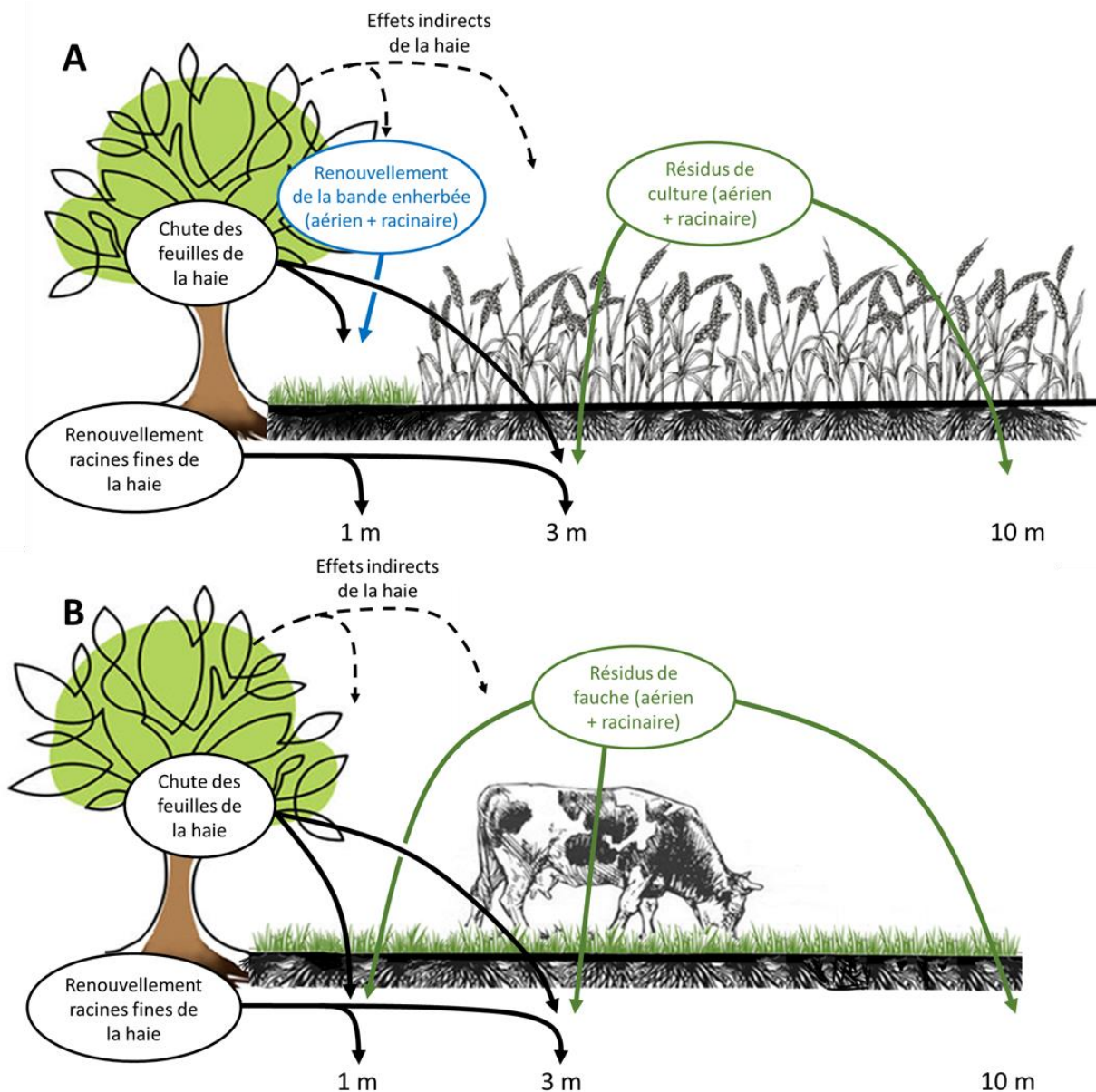


Figure 5.1 Représentation schématique des hypothèses de distribution des entrées de C au voisinage d'une haie, bordant une parcelle en culture annuelle (A) ou une prairie (B).

Pour répondre à cette question de recherche, deux sites d'études ont été sélectionnés pour (1) présenter deux types d'usage des sols intégrant une différence ou non entre le pied de la haie et le point de référence, correspondant à une prairie permanente (NO2) et à une succession de cultures annuelles incluant des prairies temporaires et une bande enherbée à 1 m de la haie (NO3) et (2) présenter deux situations avec des stocks additionnels de C contrastés. L'échantillonnage sur ces sites d'étude a été réalisé au cours d'une seule année (2022).

Pour chaque site, les entrées de C à déterminer étaient : les entrées de C par le renouvellement des racines fines, les entrées de C par la litière aérienne de la haie, et les entrées de C par la biomasse aérienne des résidus de culture. Ces différentes entrées de C au sol ont été calculées suite à la mise en place de différents protocoles : une mesure de la biomasse racinaire à son maximum annuel et de la production racinaire annuelle sur les 30 premiers cm de sol, une mesure de la biomasse de la litière aérienne, et une mesure de la biomasse aérienne de la végétation herbacée aux différentes distances de la haie.

Article: Spatial distribution of soil carbon inputs in permanent grassland vs. cropland in hedge agroforestry systems

Spatial distribution of soil carbon inputs in permanent grassland vs. cropland in hedge agroforestry systems

Lucas Lesaint and Valérie Viaud

UMR SAS, INRAE, Institut Agro, 35000 Rennes, France

Corresponding author:

Valérie Viaud

UMR SAS, INRAE, 65 rue de Saint-Brieuc, 35054 Rennes, France

E-mail: valerie.viaud@inrae.fr

[ORCID: 0000-0002-8542-8633 \(L. Lesaint\) and 0000-0002-6434-369X \(V. Viaud\)](#)

Abstract

Hedge agroforestry systems are known for their potential to store large amounts of carbon (C) in agricultural soils, but there remains a lack of understanding about the spatial distribution of soil organic C (SOC) stocks near hedges. This study thus focused on the spatial organisation of C inputs near hedges in two crop-livestock systems in Normandy, France. The two sites selected consisted of a permanent grassland or a cropland succession (i.e. annual crops and temporary grassland), each with similar adjacent hedges. At both sites, C inputs from fine roots, hedge leaf litter, organic fertilisation, crop/grass residues and grazing were measured from 0-30 cm in depth at distances of 1, 3 and 10 m from the hedge. At the same time, SOC stocks and their distribution in the fine and coarse fractions of the soil were measured from 0-90 cm in depth at the same distances. Results showed that in the cropland there was higher C inputs from fine-root turnover and hedge leaf litter at 1 and 3 m from the hedge and from crop residues at 10 m from the hedge. In comparison, the grassland received more C inputs from fine-root turnover and grass residues at 1 and 3 m from the hedge. C input from hedge leaf litter was associated with high SOC storage in the coarse soil fraction, while C inputs from fine roots were associated with high SOC storage in the fine soil fraction.

Keywords: carbon sequestration, root carbon input, climate change, field margins, hedgerow, temperate climate

5.2 Introduction

Agroforestry systems, in which land management combines trees with crops and/or livestock (Shi et al. 2018), are increasingly recognised for their potential to enhance soil carbon (C) storage in agricultural areas (Lorenz and Lal 2014). De Stefano and Jacobson (2018) showed that conversion from agriculture to agroforestry increased soil organic C (SOC) stocks at the field scale by up to 10 % and 40 % from 0-30 cm in depth in grassland and cropland, respectively. In Europe, agroforestry systems represent 8.8 % of utilised agricultural area (den Herder et al. 2017); the most common traditional forms of agroforestry include farmland with a high density of hedges (i.e. rows of trees and/or shrubs along field margins) (Moreno et al. 2018). A recent review by Drexler et al. (2021) reported that SOC stocks were up to 30 % larger under hedges than under adjacent cropland. The higher SOC storage potential is explained by both higher soil C inputs and lower C turnover rates in soil compared to those of systems without trees (Cardinael et al. 2020; Shi et al. 2018). SOC stocks are not evenly distributed in agroforestry fields (Cardinael et al. 2017; Viaud and Kunnemann 2021), mainly due to spatial heterogeneity in C inputs caused by the spatial arrangement of trees and herbaceous species (Guillot et al. 2021). In particular, the contribution of the root compartment (i.e. root litter and rhizodeposition) to C inputs is often emphasised in agroforestry systems. However, direct quantification of C inputs and the relative contribution of above-ground and root compartments have been explored little to date for hedge agroforestry systems in temperate climates.

Studies show that stable SOC is derived mainly from root biomass (Poeplau et al. 2021; Rasse et al. 2005). In agroforestry, tree roots tends to grow in deeper layers, perhaps due to competition with crops or grass (Cardinael et al. 2015; Mulia and Dupraz 2006). In a temperate climate, Upson and Burgess (2013) reported higher fine-root density from 90-150 cm in depth under an agroforestry treatment than under a control without trees, with no differences from 0-30 cm in depth. Root biomass under hedges is usually estimated using the shoot:root ratio and ranges from 15-56 t C. ha⁻¹ from 0-100 cm in depth, depending on hedge characteristics and the shoot:root ratio used (Axe et al. 2017; Crossland 2015). In comparison, cereal crops have mean root biomass of ca. 1.3 t C. ha⁻¹ from 0-75 cm in depth, and grassland has a root biomass of ca. 9 t C. ha⁻¹ from 0-100 cm in depth, depending on the management (Burke et al. 2008; Hirte et al. 2018a).

The turnover of fine roots (diameter < 2 mm) is an important mechanism that contributes to SOC storage, as fine roots have the highest production and turnover rates (Gill and Jackson 2000). The root turnover rate equals the annual root production divided by the root biomass of the vegetation in place. Several methods exist to measure root production. Sequential soil coring and mini-rhizotrons are widely used, but they remain expensive and require intensive data analysis (Johnson et al. 2001), and

they are destructive methods that cannot be easily used everywhere. In contrast, the ingrowth core method is easier to use and allows root production to be compared among treatments. However, it degrades soil structure greatly, which can alter root development (Freschet et al. 2021). Across ecosystems, fine-root turnover (FRT) ranges from 0.2-3.5 times fine-root biomass per year depending on the species, land use and soil properties (Brunner et al. 2013; Luo et al. 2021; Morales Ruiz et al. 2021). C input from roots is estimated by multiplying root biomass by the root turnover rate and the mean root C content. Brunner and Godbold (2007) reported annual C input from roots of 0.9 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ in forest ecosystems in temperate climates; however, soil C input from FRT is rarely studied in ecosystems other than forests.

Sokol et al. (2019) also emphasised the crucial role of rhizodeposition in increasing SOC stocks compared to those of shoot litter and root residues. Rhizodeposition helps stabilise SOC by releasing mucilage and protein that bind mineral particles and increase soil aggregate stability (Czarnes et al. 2000; Whalley et al. 2005). However, sampling root exudates is a major challenge due to the high diversity of root systems and soil properties, and their interactions with microbial communities (Oburger and Jones 2018).

The present study aimed to obtain reference values for the contribution of hedge agroforestry systems to C input from roots in the topsoil (0-30 cm) as a function of C inputs from above-ground biomass, and for the distribution of SOC stocks in the soil. The specific objectives were to (1) quantify C inputs and their spatial pattern near hedges for a given year in two cropping systems and (2) analyse the contribution of C inputs to SOC stocks at the inter-annual scale of the crop succession. To this end, a permanent grassland and a succession of annual crops and temporary grassland next to two similar hedges were selected to estimate above- and below-ground total inter-annual C inputs to the soil and SOC stocks.

5.3 Materials and methods

5.3.1 Study sites

The study was conducted in Normandy (France), where two study sites were selected: NO1 (48.7368° N, 0.3976° W) and NO2 (48.7252° N, 0.3014° W); each was an agricultural field bordered by a hedge. NO1 consisted of permanent grassland, whereas NO2 consisted of a succession of annual crops and temporary grassland. NO1 and NO2 are located in a temperate oceanic climate with mean annual temperature, rainfall and potential evapotranspiration of 11.4°C, 721 mm and 767 mm, respectively. Soils at both sites are Brunisols. Soil texture is loamy at NO1 (18 % sand, 63 % silt and 19 % clay) and sandy at NO2 (55 % sand, 26 % silt and 19 % clay).

Both hedges were mixed-coppices of trees and shrubs more than 50 years old. The main species in both hedges were the common hazel (*Corylus avellana*) and sessile oak (*Quercus petraea*), with ca. 70 trees per 100 m of hedge. They were managed in a similar manner: the hazels had been pruned in 2021, but until then, none of the hedges had been pruned for the previous 20 years. The hedge at NO1 was oriented east-west, whereas the one at NO2 was oriented north-south.

NO1 had been used as a permanent grassland for at least 50 years. The permanent grassland was mowed once per year in Jun and grazed by dairy heifers from Mar-Apr and Aug-Nov. NO1 was fertilised with 15 Mg.ha⁻¹ of composted cattle manure once every 3 years in Nov. NO2 was cultivated as an 8-year succession, with 3 years of triticale followed by 5 years of temporary grassland. The temporary grassland was mowed once per year in Jul and grazed by dairy cows from Mar-Sep. The triticale was sown in Oct and harvested in Jul (with the straw returned to the soil). NO2 was fertilised with 20 Mg.ha⁻¹ of composted cattle manure every year in Jan. In 2021, the temporary grassland was in its last year, and thus it was ploughed in Oct 2021 in order to sow triticale. When NO2 was cultivated with triticale, a 1 m grass strip was left next to the hedge.

To assess impacts of hedge agroforestry systems on soil C inputs and their spatial distribution, multiple parameters were measured at both sites at three distances from the hedge: 1, 3 and 10 m. These distances were chosen to capture the lateral heterogeneity of C inputs next to hedges, as previous studies showed that hedges no longer influence SOC stocks more than 10 m from the hedge (Viaud and Kunnemann 2021). At NO2, the sampling points 1 m from the hedge were located in the grass strip. We then estimated inter-annual C inputs at the scale of the crop succession at both sites to investigate the consistency between their spatial distribution and that of SOC stocks.

5.3.2 Spatial distribution of C inputs during a given year

In 2022, at each distance from the hedge, we measured C inputs from roots, hedge leaf litter, crop/grass residues, organic fertilisation and grazing to compare their spatial distribution between the permanent grassland (NO1) and the cropland (NO2), both bordered with a hedge. At NO1, samples were collected in the field to the south of the hedge, whereas at NO2, they were collected in the field to the east of the hedge.

5.3.2.1 C input from fine roots

At both sites, five transects were placed perpendicular to the hedge, each in front of a tree. Along each transect, three sampling points were placed 1, 3 and 10 m from the hedge, respectively. At each point, the ingrowth core method (Freschet et al. 2021) was used to estimate fine-root production (FRP)

during six colonisation periods during the year (20 Mar-10 Apr, 2-18 May, 12-27 June, 15-30 Aug, 19 Sep-3 Oct and 7-21 Nov), which were chosen to represent a full growing season. At the beginning of each period and at each sampling point, a 30 cm soil core was extracted, weighed and sieved at 2 mm to remove all roots. A 2 mm mesh bag was then placed into the core hole and filled with the sieved soil until it had a bulk density similar to that of the extracted soil. The bag was left in place for the 2-3 week colonisation period so that the roots could colonise the soil in it. At the end of the colonisation period, the bag was carefully extracted using a knife to avoid damaging roots. Fine roots in the bag were manually washed, sorted, dried at 60°C and weighed. Fine roots could not be differentiated by species based on colour or texture; thus, tree roots were not separated from grass or crop roots. The temperature at a depth of 15 cm was also measured at the beginning and end of each colonisation period. FRP equalled the density of roots produced during the colonisation period ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{month}^{-1}$). Annual FRP was calculated assuming that root production was linear among the colonisation periods and zero from 15 Dec-15 Feb.

Using the same spatial sampling design (Figure 1), soil was sampled from 0-90 cm in depth at each sampling point using a root auger in order to measure fine-root biomass (FRB). Samples were collected on 21 June 2022, when FRB was theoretically at its annual peak. Soil samples were washed to manually extract the roots, which were dried at 60°C and weighed.

FRT (i.e. the amount of FRB renewed each year) was calculated as FRP divided by FRB (Gill and Jackson 2000) and expressed as a number of times per year. Fine-root C input (FRCI) was then calculated as FRB multiplied by FRT multiplied by fine-root C content, which was estimated as 0.398, a mean value from Legay et al. (2016).

5.3.2.2 C input from hedge leaf litter

Leaf-litter biomass (LB) was measured at NO2 in autumn and winter of 2022. As NO1 was grazed, a litter tray could not be installed, and thus leaves were not sampled there. However, as the hedges at NO1 and NO2 had the same characteristics and management, C input from leaf litter was considered to be the same at both sites. Ten transects were placed perpendicular to the hedge, each with three sampling points placed 1, 3 and 10 m from the hedge, respectively. To assess the heterogeneity of LB along the hedge, five transects began at hazels (HA) and five began at sessile oaks (SO). At 10 m from the hedge, LB was less than 1 leaf m^{-2} and thus considered to be zero. On 21 Nov, a 1 m^2 quadrat was placed on the soil surface at each sampling point, and all leaves in it were collected. A 0.112 m^2 tray (28*40 cm) was then placed in the centre of the 1 m^2 quadrat, and all fallen leaves were collected from it every 2 weeks to prevent them from decomposing. For the transects perpendicular to SO, all leaves were washed, dried at 60°C and weighed. Some transects perpendicular to HA were closer to SO than

others. As SO were more developed than HA, their leaf litter strongly influenced LB. To consider tree-species distribution along the hedge, a different approach was used for the transects perpendicular to HA: leaves were washed, sorted by species, dried at 60°C and weighed. Thus, two measurements were performed: LB of HA alone and LB of both HA and SO (MIX). Leaf litter C input (LCI) was then calculated for each point as the LB (SO, HA or MIX) multiplied by the mean C content of woody vegetation (0.48 g C. 100 g⁻¹ DM (Zribi et al. 2016)).

5.3.2.3 C input from cropland and grassland above-ground biomass

Grassland (NO1) and cropland (NO2) above-ground biomass was measured in 2022 to estimate C inputs from crop and grass above-ground residues. Before triticale harvest or grassland mowing, three transects were placed perpendicular to the hedge at each site, each with three sampling points placed 1, 3 and 10 m from the hedge, respectively (Figure 5.2). At each point, above-ground biomass was collected in a 25 × 25 cm quadrat, dried at 60°C and weighed.

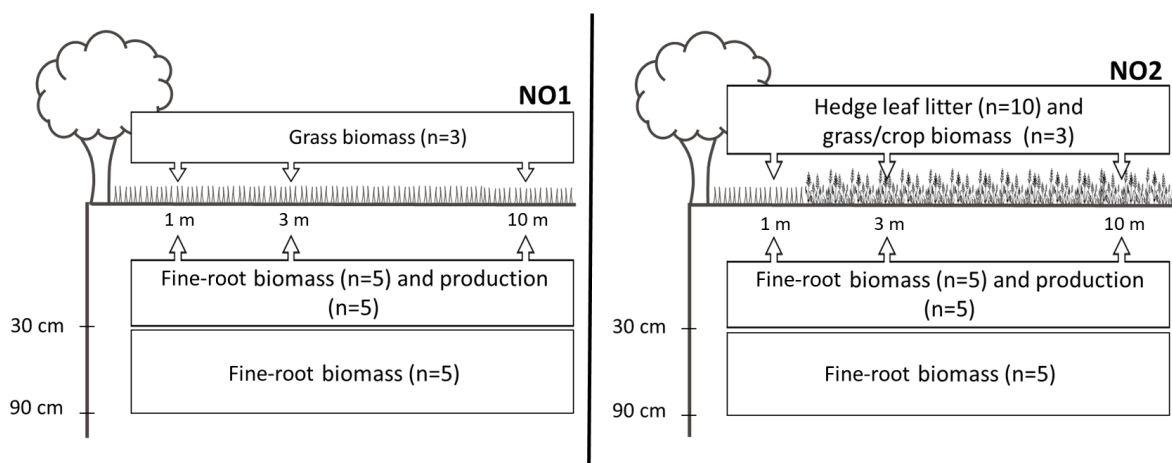


Figure 5.2 Experimental design for sampling at both sites in 2022.

C inputs from crop and grass residues (Cl_{CR}) in 2022 were calculated from the total above-ground biomass at each distance from the hedge. C inputs were calculated with high and low estimates to take into account the C input uncertainties. At NO1, for each distance from the hedge, C inputs were estimated using results of Graux et al. (2022), who estimated Cl_{CR} in grassland as 1.5-3.0 times the C exported after mowing (Equation 5.1):

$$\text{Grassland Cl}_{\text{CR}} = C_{\text{CR}} \times C_{\text{ab}} \times \alpha \quad (5.1)$$

where grassland Cl_{CR} is the above-ground C input from grass residues ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), C_{CR} is the C content of grass residues ($\text{g C}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$ soil), C_{ab} is grassland above-ground biomass before mowing ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), and α is 1.5 for low estimates or 3.0 for high estimates.

At NO2, as there was a grass strip 1 m from the hedge, C inputs from grass residues at 1 m were calculated in the same way as at NO1. At 3 and 10 m from the hedge, C inputs from crop residues were estimated using results of Boiffin et al. (1986) and Bolinder et al. (1997), who estimated Cl_{CR} from triticale as 1.0-1.9 times the amount of C exported after harvest if the straw is left in the field (Equation 5.2):

$$\text{Cl}_{\text{CR}} = C_{\text{CR}} \times C_{\text{Y}} \times \alpha \quad (5.2)$$

where Cl_{CR} is the above-ground C input from triticale residues ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), C_{CR} is the C content of triticale residues ($\text{g C}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$ soil), C_{Y} is the triticale yield ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), and α is 1.0 for low estimates and 1.9 for high estimates.

5.3.2.4 C input from organic fertilisation

In 2022, C input from organic fertilisation (Cl_{OF}) represented compost application and grazing at NO1 and cattle manure application at NO2. C input from compost or cattle manure application (Cl_{CM}) was calculated from the type and amount of organic fertilisers applied according to the farmers. At each site, the same amount of organic fertilisers was applied at all distances from the hedge. Cl_{CM} was calculated as follows (Equation 5.3):

$$\text{Cl}_{\text{CM}} = C_{\text{OF}} \times \text{DM}_{\text{OF}} \times Q_{\text{OF}} \quad (5.3)$$

where Cl_{CM} is the C input from compost or manure application ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$), C_{OF} is the C content of organic fertilisers (%), DM_{OF} is the dry matter content of organic fertilisers (%), and Q_{OF} is the amount of organic fertilisers applied ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

C input from grazing (Cl_{GR}) came from cattle waste and was calculated for dairy cows as follows (Equation 5.4):

$$\text{Cl}_{\text{GR}} = \text{NB}_{\text{DC}} \times \text{EC} \times (\text{NB}_{\text{GR}}/365.5)/1000/F_{\text{A}} \quad (5.4)$$

where Cl_{GR} is the C input from grazing by dairy cows ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), NB_{DC} is the number of dairy cows grazing, EC the mean amount of C excreted per cow ($\text{kg}\cdot\text{yr}^{-1}$), NB_{GR} is the number of days of grazing, and F_{A} is the field area (ha).

Cl_{OF} was then calculated as the sum of Cl_{CM} and Cl_{GR} for each site and distance.

5.3.2.5 Data analysis

Statistical analyses were performed using R version 4.1.1 (R Core Team 2021), with differences considered significant at $p < 0.05$. All graphs were plotted using the ggplot2 package (Wickham 2016). Significant differences were analysed for fine roots (i.e. FRB, FRP, FRT and FRCI) among depths, among distances and between sites, and for hedge leaf litter (LB and LCI) among distances and between sites. The Shapiro-Wilk test was used to verify the normality of data distribution, followed by analysis of variance (ANOVA) and Tukey's HSD test for the analyses.

5.3.3 Consistency between mean inter-annual C inputs and SOC stocks

5.3.3.1 Estimates of inter-annual C inputs

To compare C inputs to SOC stocks, inter-annual C inputs were estimated to calculate the mean annual C input for an entire crop succession. The LCI each year of the succession were assumed to equal those measured in 2022. Farmers were surveyed to collect information about the cropping systems at NO1 and NO2, especially any crop-management practices next to the hedge that differed from those in the rest of the field. Inter-annual C inputs in the fields at each distance from the hedge were estimated from mean annual yields and crop-residue management.

For years without cattle manure application, C input from organic fertilisation equalled only that from grazing. Cl_{CR} was calculated from the mowing yield using Eq. 1, and FRCI was estimated according to Vertès and Mary (2007) and ranged from 0.6-2.1 t C.ha⁻¹.yr⁻¹.

The grassland was fertilised with cattle manure and grazed by heifers each year; thus, Cl_{OF} equalled the sum of C inputs from manure application and grazing, with the latter calculated as follows (Equation 5.5):

$$Cl_{GRH} = Q_{DM} \times 365.5 \times NUM_H \times OM \times GD \times C_{OM} \times (NUM_m/12) \times PH/F_A \quad (5.5)$$

where Cl_{GRH} is the C input from heifers (Mg C.ha⁻¹.yr⁻¹), Q_{DM} is the amount of dry matter ingested per heifer per day (kg.day⁻¹), NUM_H is the total number of heifers, OM is the organic matter content of the grass, GD is the grass digestibility, C_{OM} is the grass organic matter C content, NUM_m is the number of months spent grazing, PH is the percentage of heifers grazing and F_A is the total field area (ha).

Cl_{CR} at NO2 for years of temporary grassland was calculated from mowing yield using the same equation as for NO1 in 2022, and below-ground C input was estimated according to Vertès and Mary

(2007) and ranged from 0.6-2.1 t C.ha⁻¹.yr⁻¹. At both sites, mean inter-annual C inputs (FRCl, LCI, Cl_{CR}, Cl_{OF} and Cl_{GR}) were calculated from the annual C inputs for the entire crop succession.

5.3.3.2 SOC stocks

At both sites, SOC stocks were measured in Feb 2021 to compare their spatial distribution to that of mean annual C inputs at each distance from the hedge. At both sites, three transects were placed perpendicular to the hedge, each with three sampling points placed 1, 3 and 10 m from the hedge, respectively. At each point, the soils was sampled at four depths: 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm. For each distance and depth, samples from the three transects were bulked. Each composite sample was then air dried for 72 h and sieved at 2 mm. The resulting samples were decarbonated before being analysed for SOC concentration (dry combustion, standard NF ISO 10694 (AFNOR 1995)). At the same sampling points, undisturbed soil cores were also sampled to measure bulk density. These samples were dried at 105°C for 48 h and sieved at 2 mm to determine the volume and mass of the coarse fraction. The bulk density (ρ_z , g.cm⁻³) of the fine fraction (< 2 mm) was then determined (Equation 5.6):

$$\rho_z = \frac{M_{tot_z} - M_{CT_z}}{V_{tot_z} - V_{CT_z}} \quad (5.6)$$

Where M_{tot_z} (g) is the total mass of the sample in layer z , V_{tot_z} (cm⁻³) is the total volume of the sample, M_{CT_z} (g) is the mass of the coarse fraction in layer z , and V_{CT_z} (cm⁻³) is the volume of the coarse fraction in layer z .

SOC stock (S_z , Mg.ha⁻¹) for each soil layer (z) at each distance from the hedge was calculated as follows (Equation 5.7):

$$s_z = OC_z \times \rho_z \times h_z \times \left(1 - \frac{V_{CT_z}}{100}\right) \times 10^{-1} \quad (5.7)$$

Where OC_z is the SOC concentration (g.kg⁻¹) of the fine fraction, and h_z is the thickness of layer z (cm).

At 1 and 10 m from the hedge, the SOC content of particle-size fractions was determined for each depth using a procedure adapted from (Balesdent et al. 1998). A 100 g subsample of air-dried soil, sieved to 5 mm, was taken from the original composite sample for each distance and depth. The soil sample (25 g) was dispersed in 300 mL of deionised water by shaking it with glass beads for 10 h and then wet-sieved to 50 µm to separate the particulate organic matter (POM, > 50 µm) from the fine organic matter (FOM, < 50 µm). Finally, the C content of both fractions was measured (dry combustion, standard NF ISO 10694 (AFNOR 1995)).

5.4 Results

5.4.1 Spatial distribution of C inputs in a given year

5.4.1.1 C input from fine roots

FRB, FRP, FRT and FRCI varied among distances and between sites (Table 5.1). At NO1, cumulative FRB from 0-90 cm was significantly higher at 10 m than at 1 or 3 m. From 0-30 cm, FRB was significantly higher only at 10 m compared to 3 m (Figure 5.3). From 60-75 cm, FRB tended to be higher at 1 m than at 3 and 10 m. At NO2, both cumulative FRB from 0-90 cm and FRB from 0-30 cm were significantly higher at 1 m (Figure 5.3). Cumulative FRB from 0-90 cm did not differ significantly between sites; however, FRB was significantly higher at NO1 than at NO2 from 15-30 cm. At 1, 3 and 10 m, the 0-30 cm layer contained a mean of 51 %, 53 % and 75 % of the cumulative root biomass, respectively, at NO1, and 63 %, 66 % and 76 %, respectively, at NO2.

Tableau 5.1 Means and standard errors of fine-root biomass (FRB), annual fine-root production (FRP), fine-root turnover (FRT) and fine-root C input (FRCI) by depth and distance from the hedge at sites NO1 and NO2.

Study site	Distance	Depth (cm)	FRB (g.m ⁻²)	FRP (g.m ⁻² .yr ⁻¹)	FRT	FRCI (Mg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)
NO1	1 m	0-15	139 ± 57	126 ± 11	1.53 ± 0.49	0.50 ± 0.04
		0-30	102 ± 28	69 ± 5	0.86 ± 0.18	0.28 ± 0.02
	3 m	0-15	106 ± 12	152 ± 13	1.52 ± 0.23	0.60 ± 0.05
		0-30	51 ± 15	74 ± 1	1.92 ± 0.49	0.30 ± 0.04
	10 m	0-15	298 ± 72	153 ± 5	0.65 ± 0.17	0.61 ± 0.02
		0-30	55 ± 7	106 ± 2	0.55 ± 0.06	0.22 ± 0.03
NO2	1 m	0-15	201 ± 50	160 ± 54	0.89 ± 0.19	0.64 ± 0.21
		0-30	85 ± 28	54 ± 10	1.03 ± 0.44	0.22 ± 0.04
	3 m	0-15	134 ± 28	171 ± 50	2.07 ± 1.24	0.68 ± 0.20
		0-30	33 ± 5	49 ± 7	1.61 ± 0.29	0.19 ± 0.03
	10 m	0-15	88 ± 11	75 ± 15	0.87 ± 0.14	0.30 ± 0.06
		0-30	22 ± 5	35 ± 3	2.00 ± 0.55	0.14 ± 0.01

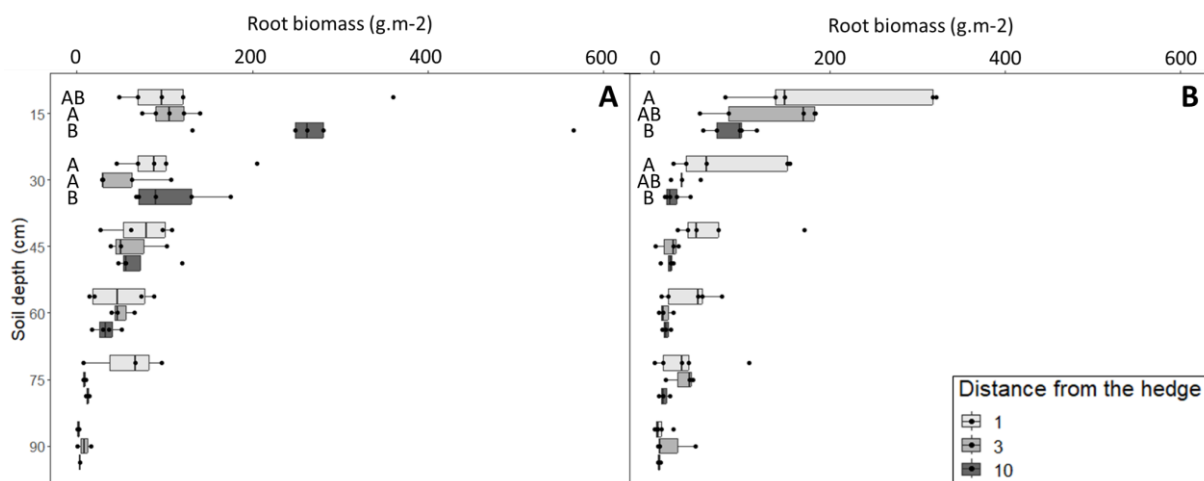


Figure 5.3 Fine-root biomass (FRB) (g.m^{-2}) as a function of depth and distance from the hedge at (A) NO1 and (B) NO2. All distances at NO1 lay in permanent grassland, while those at NO2 lay in a grass strip (1 m) or cropland (3 and 10 m). Different letters indicate significant differences among distances from the hedge for a given site and soil layer. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

At both sites in 2022, FRP was highest in spring and autumn and lowest in summer (Figure 5.4). Mean annual rainfall and temperature were 554 mm and 12.0°C , respectively, in 2022 compared to a mean of 721 mm and 11.4°C over the previous 20 years. At NO1, FRP did not differ significantly among distances, but at NO2, FRP was significantly higher at 1 and 3 m than at 10 m from 0-15 cm. At both sites, annual FRP was significantly higher from 0-15 cm than from 15-30 cm. FRP did not differ significantly between NO1 and NO2 at 1 or 3 m, but it was significantly higher at NO1 than at NO2 at 10 m.

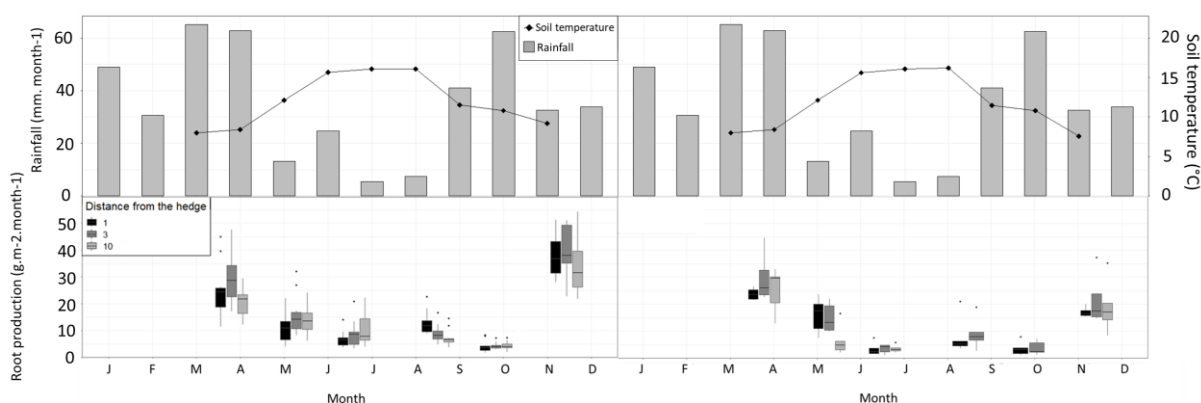


Figure 5.4 Monthly cumulative rainfall, mean soil temperature and root production ($\text{g.m}^{-2}\text{month}^{-1}$) as a function of distance from the hedge and sampling period at site (A) NO1 and (B) NO2 in 2022. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.

At NO1, FRT was significantly higher at 1 and 3 m than at 10 m from 0-15 cm, and at 3 m than at 1 and 10 m from 15-30 cm. At NO2, FRT did not differ significantly among distances. However, FRT did not differ significantly between sites.

FRCI ranged from 0.13-1.83 Mg.ha⁻¹.yr⁻¹. At NO1, FRCI did not differ significantly among distances. At NO2, FRCI was significantly higher at 1 and 3 m than at 10 m from 0-15 cm, and at 1 m than at 10 m from 15-30 cm. At both sites and regardless of the distance, FRCI was significantly higher from 0-15 cm than from 15-30 cm. At 10 m, FRCI was significantly higher at NO1 than at NO2.

5.4.1.2 C input from hedge leaf litter

LB and LCI ranged from 0-142 g.m⁻² and 0-0.53 t C.ha⁻¹.yr⁻¹, respectively, among distances and tree species (Table 5.2). Regardless of the tree species, LCI did not differ significantly between 1 and 3 m; however, no litter was present at 10 m (i.e. LCI = 0). At 1 and 3 m, LCI was significantly higher under SO than under HA or MIX, and under MIX than under HA.

Tableau 5.2 Means and standard errors of leaf litter biomass (LB) and leaf litter carbon input (LCI) by tree species SO = sessile oak, HA = hazel, MIX = HA + SO (n=5 each) and distance from the hedge.

Distance	Tree species	LB (g.m ⁻²)	LCI (t C.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)
1 m	SO	100.3 ± 12.5	0.53 ± 0.06
	HA	7.9 ± 0.4	0.04 ± 0.002
	MIX	28.7 ± 4.9	0.14 ± 0.02
3 m	SO	111.5 ± 12.1	0.48 ± 0.06
	HA	5.6 ± 2.2	0.03 ± 0.01
	MIX	27.0 ± 8.4	0.13 ± 0.04

5.4.1.3 C input from cropland and grassland above-ground biomass

At 1, 3 and 10 m, mean total above-ground biomass was 1.8, 2.1 and 1.4 Mg.ha⁻¹ respectively, at NO1 and 1.7, 2.2 and 4.0 Mg.ha⁻¹, respectively, at NO2. C inputs from crop residues, organic fertilisation and grazing in 2022 varied among distances and between sites (Table 5.3). At NO1, Cl_{CR} ranged from 0.9-2.7 t C.ha⁻¹.yr⁻¹. At NO2, Cl_{CR} ranged from 1.0-2.3, 0.9-1.9 and 1.6-3.4 t C.ha⁻¹.yr⁻¹, at 1, 3 and 10 m, respectively. At 1, 3 and 10 m, the mean root:shoot ratio was 2.4, 1.3 and 4.1, respectively, at NO1 and 3.1, 1.8 and 0.7, respectively, at NO2.

Tableau 5.3 Carbon (C) input (t C.ha⁻¹.yr⁻¹) from fine roots (FRCI), leaf litter (LCI), organic fertilisation (Cl_{OF}), crop residues (Cl_{CR}) and grazing (CIGR) by distance from the hedge at sites NO1 and NO2 in 2022. Low and High indicate low and high estimates, respectively.

Study site	Distance from the hedge	FRCI	LCI		Cl _{OF}	Cl _{CR}		Total CI	
			Low	High		Low	High	Low	High
NO1	1 m	0.96	0.04	0.48	2.0	1.1	2.4	4.10	5.84
	3 m	1.10	0.03	0.53	2.0	1.3	2.7	4.43	6.33
	10 m	1.02	0	0	2.0	0.9	1.8	3.92	4.82
NO2	1 m	1.04	0.04	0.48	1.9	1.0	2.3	3.98	5.72
	3 m	1.07	0.03	0.53	1.9	0.9	1.9	3.90	5.4
	10 m	0.53	0	0	1.9	1.6	3.4	4.03	5.83

5.4.1.4 C input from organic fertilisation

In 2022, Cl_{OF} was the same at each site regardless of the distance: 2 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ at NO1, of which 0.5 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ came from grazing, and 1.9 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ at NO2.

5.4.1.5 Spatial distribution of C inputs in 2022

At NO1, total C input was higher at 1 and 3 m than at 10 m, due mainly to higher LCI and Cl_{CR} (Figure 5.5). At NO2, total C input was lower at 3 m than at 1 and 10 m. Although LCI and FRCI were higher at 1 and 3 m, Cl_{CR} was higher at 10 m, which resulted in little difference in total C input among distances at NO2.

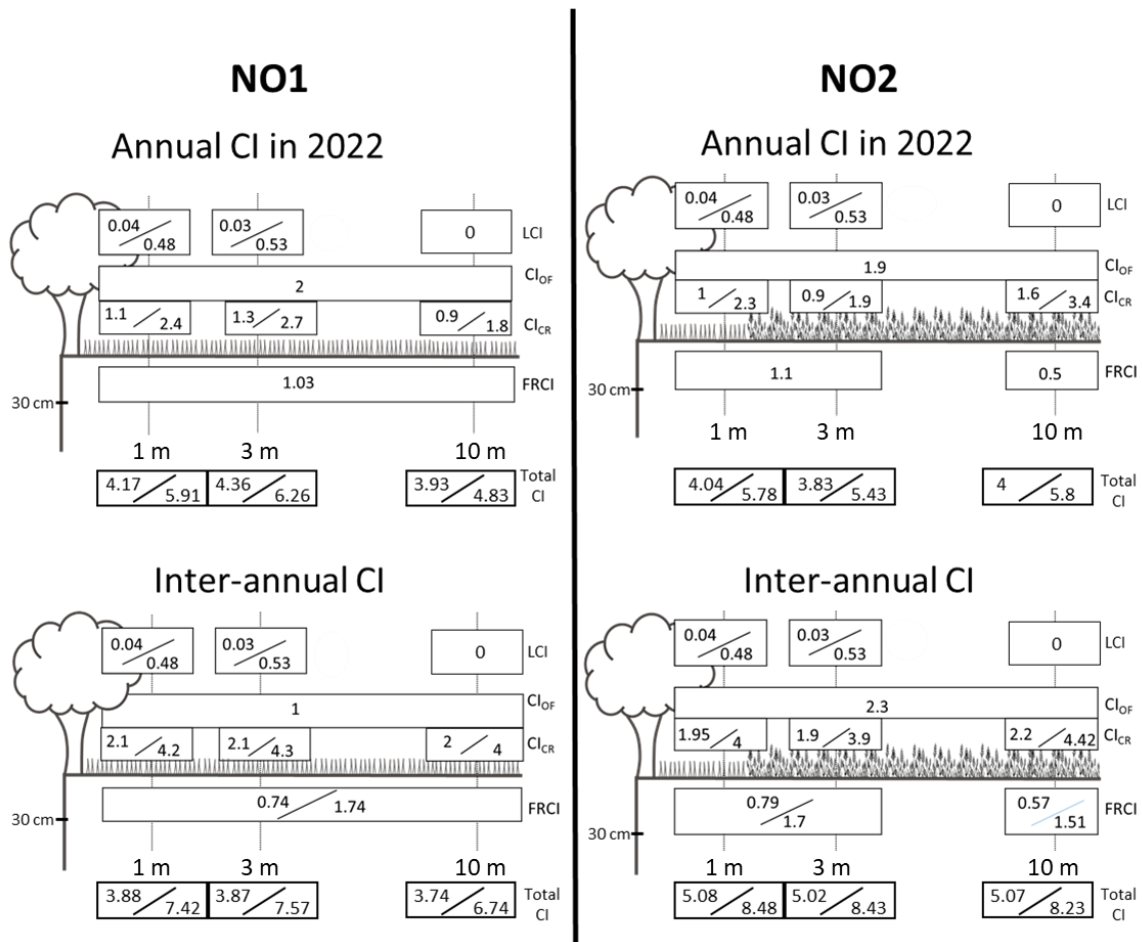


Figure 5.5 Annual and inter-annual carbon (C) input (CI) (t.ha⁻¹.yr⁻¹) for a permanent grassland (NO1) or a succession of annual crops and temporary grassland with a 1 m grass strip (NO2). FRCI = fine-root C input, LCI = leaf-litter C input, Cl_{OF} = organic fertilisation C input, Cl_{CR} = crop-residue C input, Cl_{GR} = grazing C input.

5.4.2 Inter-annual C inputs

At NO1 and for years in temporary grassland at NO2, the mean annual mowing yield was 4 t.ha⁻¹. Inter-annual C inputs varied among distances and between sites (Figure 5.4). Compared to C inputs in 2022, inter-annual C inputs were higher for Cl_{CR} and lower for Cl_{OF}; however, the differences among distances were similar to those in 2022, with higher C inputs at 1 and 3 m than at 10 m for high LCI estimates and no differences for low LCI estimates. At NO2, inter-annual C inputs were slightly lower at 10 m than at 1 and 3 m for high CI estimates, mainly due to differences in LCI for high estimates. Total inter-annual C inputs at a given distance were higher at NO2 than at NO1, mainly due to the differences in organic fertilisation between the two sites.

Mean SOC stocks were larger at NO2 than at NO1 (Table 5.4). At NO1, at 1 m, the maximum soil depth was 60 cm. At 1, 3 and 10 m, SOC stocks from 0-30 cm represented 76 %, 65 % and 63 % of total stocks, respectively, at NO1 and 62 %, 69 % and 57 %, respectively, at NO2. SOC stocks were 28 % and 0.4 % larger at 1 and 3 m, respectively, than at 10 m at NO1 from 0-30 cm. At NO2, they were 83 % and 6 % larger at 1 and 3 m, respectively, than at 10 m from 0-30 cm.

Tableau 5.4 Soil organic carbon (SOC) stocks by depth and distance from the hedge at sites NO1 and NO2.

Study site	Depth (cm)	SOC stocks (t C.ha ⁻¹)		
		1 m	3 m	10 m
NO1	0 - 30	101.70	79.64	79.35
	0 - 60	134.30	105.76	113.01
	0 - 90	NA	121.71	125.87
NO2	0 - 30	157.10	91.22	85.82
	0 - 60	230.93	118.08	131.36
	0 - 90	252.78	130.87	151.09

At NO1, the POM and FOM fractions represented ca. 25 % and 75 % of the soil mass, respectively, in the entire soil profile and at both 1 and 10 m (Table S5.1). At NO2, the POM and FOM fractions represented ca. 50 % and 50 % of the soil, respectively, from 0-60 cm, and 65 % and 35 % of the soil, respectively, from 60-90 cm. The distribution of SOC stocks differed greatly in both fractions between 1 and 10 m at both sites (Figure 5.6). At NO1, from 0-30 cm, SOC stocks were larger at 1 m than at 10 m, and most of the difference in SOC stocks between the two distances was contained in the POM fraction. At NO2, from 0-60 cm, SOC stocks in both fractions were larger at 1 m than at 10 m.

At NO1, the spatial distribution of inter-annual C inputs was not consistent with that of SOC stocks. C inputs were higher at 1 and 3 m than at 10 m, while from 0-30 cm, SOC stocks were larger only at 1 m than at 3 and 10 m. At NO2, inter-annual C inputs were also not consistent with SOC stocks. C inputs were nearly the same among distances, with higher C inputs at 10 m for high estimates, while SOC stocks were larger at 1 m than at 3 and 10 m from 0-30 cm.

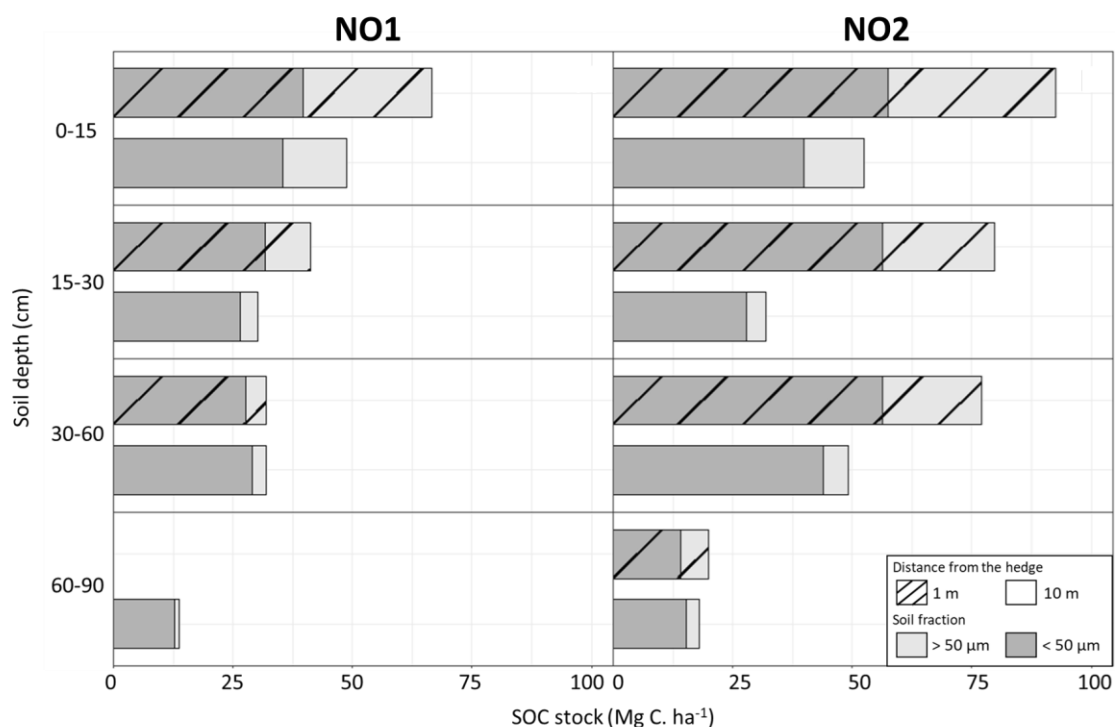


Figure 5.6 Soil organic carbon (SOC) stocks as a function of depth and distance from the hedge for particulate organic matter (< 50 μm) and fine organic matter (> 50 μm) soil fractions at sites (A) NO1 and (B) NO2.

5.5. Discussion

5.5.1 Spatial distribution of C inputs in a grassland and a cropland

The study explored in detail the contribution of roots from 0-30 cm to total C input. Although the 0-30 cm layer contained a large percentage of the cumulative root biomass from 0-90 cm at NO1 and NO2 (mean of 60 % and 68 %, respectively), measuring C input from fine roots only from 0-30 cm does not fully assess their distribution near hedges. Other studies reported that tree roots in agroforestry systems could explore soil layers down to 4 m (Cardinael et al. 2015; Fernández et al. 2008). We thus underestimated C input from roots near the hedges at both sites. C input from roots was also underestimated because we did not consider rhizodeposition, which can provide a large percentage of total below-ground C input (Hirte et al. 2018b; Villarino et al. 2021).

5.5.1.1 Total C input and its spatial heterogeneity in grassland vs. cropland systems

In 2022, at NO1, total C input was higher at 1 and 3 m than at 10 m from the hedge due to higher LCI and Cl_{CR} , as C input from fine roots did not differ among distances. At 10 m, although fine roots had higher productivity and biomass, they also had lower turnover than at 1 m during the year of sampling, resulting in similar total C input among distances.

At NO2, total C input differed little among distances, being only slightly lower at 3 m. FRCI, LCI and Cl_{CR} differed among distances, with FRCI and LCI higher at 1 and 3 m, and Cl_{CR} higher at 10 m. Near the hedge, the increase in LCI may be related to the proximity of the trees, whereas the increase in FRCI may be related to the proximity of both trees and roots of the grass strip.

At both NO1 and NO2, which are crop-livestock systems, C inputs were high. A large percentage of C inputs came from crop residues, but compared to conventional agriculture, large percentages also came from organic fertilisation (Pellerin et al. 2020) (i.e. 34 % and 41 % at 1 and 10 m, respectively, at NO1 and 33 % each at 1 and 10 m, respectively, at NO2). At both sites, organic fertilisation did not differ among distances; thus, C inputs from manure application and grazing did not influence the spatial distribution of total C input near hedges. In other similar systems, manure application and grazing may not occur near the hedge, which will influence the distribution of total C input among distances from the hedge.

LCI did not differ significantly between 1 and 3 m; however, the tree species had a strong local influence on it, as it was lower for HA than for SO. In a hedge composed of diverse tree species, specific characteristics of each species, including their above-ground biomass and litter quality may thus strongly influence longitudinal variability in SOC stocks along hedges (Mohr and Topp 2005). The present study, which focused on lateral variability in C inputs as a function of distance from the hedge, was unable to capture this longitudinal variability. These results show that the species planted in hedges, in interaction with the crop in the adjacent field, can strongly influence the hedge's potential to store C.

At the inter-annual scale, total C input was higher than that in 2022 at both sites, regardless of the distance from the hedge. Compared to that in 2022, inter-annual total C input was higher at 1 and 3 m than at 10 m at NO1. At NO2, this difference was due to the C input of temporary grassland in the succession, which may have influenced the distribution of C inputs in the same way that permanent grassland did at NO1.

5.5.1.2 Influence of drought on the distribution of C inputs in 2022

In 2022, yields at 10 m were 65 % lower at NO1 and 5 % lower at NO2 than the mean annual yield reported by the farmer, perhaps because annual rainfall was 26 % lower in 2022 than the mean annual rainfall over the previous 20 years, especially during the growing season. At NO1, root:shoot ratios at 10 m were consistent with the mean of 4.2 reported by Mokany et al. (2006) for temperate grassland, but they were lower at 1 and 3 m. At NO2, root:shoot ratios at 10 m were higher than the mean of 0.2 reported by (Bolinder et al. 1997), who focused, however, only on the 0-30 soil layer. The root:shoot ratio at NO2 was higher at 1 and 3 m than at 10 m. Frank (2007) reported different results, with no influence of drought on grassland above-ground biomass but a decrease in below-ground biomass.

The fact that 2022 was a dry year may explain the differences in spatial distribution of C inputs from crop or grass residues between NO1 and NO2. A year with below-average rainfall can decrease crop production, but the orientation of the hedge may have influenced this effect. At NO1, the hedge's east-west orientation may have kept vegetation near the hedge in the shade, decreasing its radiation balance and thus its mortality due to the dry weather (Guyot and Verbrugghe 1976). At NO2, however, the hedge's north-south orientation may have increased the radiation balance near the hedge compared that further away, thus increasing crop mortality due to the dry weather and in turn decreasing C input from crop residues (Guyot and Verbrugghe 1976).

5.5.2 Estimation of C input from fine roots

The distance from the hedge significantly influenced cumulative FRB at both sites. At NO1, total FRB was lower at 1 and 3 m than at 10 m. Although perennial grasses already have high root biomass in shallow soil layers (Don et al. 2009; DuPont et al. 2014), we expected similar or higher root biomass near the hedge. At NO2, FRB was higher at 1 and 3 m than at 10 m, which may have been due to the presence of roots from hedge trees or the grass strip. FRP was also higher at 1 and 3 m than at 10 m, as the soil was left bare for several months between cropping periods.

At 10 m, FRB and FRP were higher at NO1 than at NO2. Similarly, Frank et al. (2006) reported higher root biomass from 0-30 cm in undisturbed grassland than in continuous wheat and wheat-fallow successions. Grassland can have higher root biomass than cropland due to differences in plant species, as perennial grasses have higher root biomass than cereal crops do (DuPont et al. 2014). The presence of multiple plant species in grassland may also increase the variety of root architectures, thus increasing the colonisation and use of soil (Mueller et al. 2013). Soil disturbance such as tillage and the fact that crops are harvested every year may also prevent crops from achieving a root biomass similar to that of perennial grasses.

FRT did not differ among distances from the hedge at NO2 but was significantly higher at 1 and 3 m than at 10 m at NO1, which indicates that fine roots of hedges can have higher turnover rates than those of grassland from 0-30 cm. Contrary to our results, Gill and Jackson (2000) reported a lower mean root turnover rate for tree roots than for grassland in the entire soil profile. These differences between studies may be due to specific characteristics of hedge trees compared to forest trees. Next to a hedge, the presence of trees increases variability in water resources (Caubel et al. 2003), which can increase root turnover (Peek et al. 2006). In a temperate forest, Brunner et al. (2013) reported root production of 37-126 g.m².yr⁻¹ and root turnover of 0.23-2.92 at a mean soil depth of 44 cm, both of which were similar to those in the present study. For a temperate grassland, root turnover ranged from 1.58-3.41 in the 0-20 cm soil layer (Luo et al. 2021)

FRCI decreased as depth increased at both sites, which agrees with results of Hirte et al. (2018b), who compared C inputs at depths of 0-25, 25-50 and 50-75 cm under wheat and maize. Brunner and Godbold (2007) reported mean annual storage of 0.9 t C.ha⁻¹.yr⁻¹ from FRT for the entire soil profile of temperate forests in Europe, which is also similar to results of the present study.

5.5.3 Consistency between mean inter-annual C inputs and SOC stocks

At 10 m, NO2 had larger total SOC stocks than NO1 did. This result is not consistent with those in the literature, which indicate that grassland has larger SOC stocks than cropland does (Guillaume et al. 2021). In the present study, C inputs and SOC stocks were compared only in the 0-30 cm soil layer, based on the assumption that the C inputs would supply SOC stocks mainly in this layer.

At both sites, SOC stocks were larger at 1 m than those at 10 m. At 10 m, however, SOC stocks were larger in the sandy cropland than in the loamy grassland, which was surprising, but which agrees with a previous study of a larger sample that included NO1 and NO2 (Lesaint et al. 2023). At both sites, considering inter-annual C inputs did not change the trends in the distribution of C inputs near the hedge. Although SOC stocks change slowly, as land management had not changed in the previous decade, we hypothesised that SOC was more or less at equilibrium with C inputs and thus remained consistent with inter-annual C inputs, but the latter was not the case. These results may indicate that SOC stocks are influenced not only by C inputs, but also by underlying stabilisation processes near the hedge. At NO2, ploughing the temporary grassland after its last year may have increased soil C mineralisation, but mineralisation was not considered in the study. To assess the influence of management of these systems on the spatial distribution of C inputs more accurately, simulation modelling of these systems is necessary.

The difference in SOC stocks at 1 and 10 m was contained mainly in the POM fraction at NO1 but in both the POM and FOM fractions at NO2. Like in soils whose mineral-associated organic matter (MAOM) fraction is saturated with C, any increase in SOC stock will occur mainly in the POM fraction (Cotrufo et al. 2019). Future studies of the sites may show that the MAOM fraction at 10 m at NO1 is saturated with C, which would allow C to increase only in the POM fraction in the presence of a hedge. At NO2, although SOC stocks at 10 m were larger than those at NO1, the MAOM fraction may not be saturated.

5.6 Conclusion

This study examined C inputs in the 0-30 cm soil layer in two hedge agroforestry systems in France and how hedges in field margins influence them. At both sites, C inputs were significantly higher at 1 and 3 m than at 10 m from the hedge. The hedge influenced C inputs of the cropland succession more than those of the permanent grassland. In the cropland, total C input differed little among distances from the hedge; however, C inputs from leaf litter and fine roots were higher at 1 and 3 m, while C input from crop residues was higher at 10 m from the hedge. In the permanent grassland, C inputs at 1 and 3 m differed from those at 10 m mainly due to higher C inputs from leaf litter and grass residues near the hedge. However, C inputs need to be measured at greater depths to be able to consider more fully effects of hedges on the fields they border. Better understanding of impacts of hedges on C inputs and SOC storage in agriculture fields will help define their contribution to climate change mitigation.

Statement and declarations

All authors certify that they have no affiliations with or involvement in any organization or entity with any financial interest or non-financial interest in the subject matter or materials discussed in this manuscript.

Data availability statement

Data available on request from the authors: the data that support the findings of this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Acknowledgement

The authors thank Sylvain Busnot, Yannick Benard, Mikael Fauchoux, Florian Gaillard, Clotilde Blancfene, Vincent Stubbe, Virginie Parnaudeau and Nolwenn Poulailon for their assistance in field sampling. They are grateful to the AFAC - agroforestry (French Association for Rural Trees - agroforestry) and the RMQS team (French national soil monitoring programme) for the additional data they provided. They are also grateful to the farmers who allowed sampling and monitoring in their fields. This research was funded by ADEME (the French Environment and Energy Management Agency) and CASDAR (Special Allocation Account for Agricultural and Rural Development) in the RESP'HAIES project.

All authors contributed to the study conception and design, the material preparation and the data collection and analysis. The first draft of the manuscript was written by Lucas Lesaint and all authors commented on previous versions of the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

5.7 Supplementary materials

Table S5.1. Proportion (%) and SOC stocks (Mg C.ha⁻¹) of POM (> 50 µm) and MAOM (< 50 µm) fraction for a given depth and distance from the hedge in each site.

Study site	Distance from the hedge (m)	Depth (cm)	Fraction (µm)	Fraction proportion (%)	Fraction SOC stock (Mg C.ha ⁻¹)
NO1	1	0-15	> 50	26	26.9
			< 50	74	39.7
		15-30	> 50	24	9.5
			< 50	76	31.7
		30-60	> 50	27	4.4
			< 50	73	27.6
	60-90	> 50	NA	NA	
		< 50	NA	NA	
	10	0-15	> 50	24	13.4
			< 50	76	35.4
		15-30	> 50	22	3.8
			< 50	78	26.4
30-60		> 50	16	2.9	
		< 50	84	29.0	
60-90	> 50	26	1.0		
	< 50	74	12.8		
NO2	1	0-15	> 50	53	35.0
			< 50	47	57.5
		15-30	> 50	50	23.3
			< 50	50	56.4
		30-60	> 50	55	20.7
			< 50	45	56.3
	60-90	> 50	67	5.8	
		< 50	33	14.2	
	10	0-15	> 50	50	12.5
			< 50	50	39.9
		15-30	> 50	51	4.0
			< 50	49	27.9
30-60		> 50	48	5.2	
		< 50	52	44.0	
60-90	> 50	62	2.8		
	< 50	38	15.3		

5.8 Conclusion du chapitre

Ce travail montre une hétérogénéité des entrées de C sur le continuum haie-parcelle associé à des impacts directs (apport de C par les arbres) et indirects (effet de la haie sur la productivité de la végétation herbacée, différence de biomasse racinaire entre 1 m et 10 m de la haie en profondeur) de la haie sur les deux parcelles étudiées :

- Dans la succession de cultures annuelles incluant des prairies temporaires et une bande enherbée à 1 m de la haie, contrairement aux hypothèses 1 et 2 posées en début de chapitre, la somme des entrées de C aériennes et racinaires (en surface) est similaire quelle que soit la distance à la haie. Les entrées de C par le renouvellement des racines fines et par la biomasse de la litière aérienne de la haie sont cependant 44 % supérieures pour les estimations hautes à 1 et 3 m par rapport à 10 m de la haie, tandis que les entrées de C par les résidus de cultures sont environ 50 % supérieures à 10 m par rapport à 1 et 3 m de la haie. On observe donc un effet indirect négatif de la haie sur la production végétale des cultures de la parcelle adjacente, compensées par la contribution de la haie aux entrées de C au sol.
- Dans la prairie permanente, la première hypothèse de recherche est validée : les entrées de C sont supérieures à 1 m et 3 m de la haie, principalement grâce au renouvellement des racines fines et à la litière aérienne de la haie, mais également grâce à des entrées de C supérieures par les résidus aériens de la prairie.

L'échantillonnage réalisée sur une seule année, marquée par un climat plus sec au regard des moyennes climatiques des 20 dernières années impacte fortement les résultats. En effet, avec un cumul pluviométrique annuel en 2022 26 % plus faible que la moyenne annuelle sur les 20 dernières années, la production végétale de 2022 a été inférieure aux rendements moyens observés sur une dizaine d'années sur les 2 parcelles, avec une production de biomasse en moyenne 50 % inférieure en 2022. La sécheresse ne semble cependant pas avoir affecté la production de biomasse de la même façon dans les deux sites ; elle n'a pas impacté de la même façon les distributions des entrées de C aux différentes distances de la haie dans les deux cas :

- Au niveau de la culture de triticales, on retrouve une productivité hétérogène sur le continuum haie-parcelle, avec moins de productivité à proximité de la haie. Sur ce site, cette diminution de la haie peut être due à une augmentation du bilan radiatif à proximité de la haie due à son orientation Nord-Sud.
- A niveau de la prairie permanente, on retrouve une productivité hétérogène sur le continuum haie-parcelle, mais cette fois avec plus de productivité à proximité de la haie. Dans cette

situation, l'augmentation de la productivité peut potentiellement provenir de l'orientation Ouest-Est de la haie qui aurait réduit l'impact de la sécheresse sur la production végétale à proximité de la haie.

Les résultats montrent donc un impact du type d'usage des sols sur la distribution spatiale des entrées de C, notamment au niveau des entrées de C racinaires, qui sont plus importantes sous prairies par rapport à la culture à 10 m de la haie. Cependant, les caractéristiques climatiques de l'année 2022 et la différence d'exposition au soleil des deux parcelles ayant un impact fort sur les entrées de C, il n'est pas possible de conclure avec certitude sur cet impact dans la durée, à une échelle interannuelle de l'usage des sols.

L'impact de la haie sur la distribution spatiale des entrées de C est différent de celui sur les stocks additionnels de C du sol à proximité de la haie. Cela suggère, que dans ces systèmes, ce ne sont pas uniquement les entrées de C qui contrôlent les stocks de C du sol, mais également d'autres facteurs qui peuvent aussi affecter la dynamique de minéralisation de la MOS et donc les flux de C sortants du sol.

Chapitre 6 : Discussion générale

6.1 Synthèse et approfondissement des résultats

6.1.1 Résultats majeurs

Ce travail de thèse avait pour objectif de caractériser la variabilité du stockage de C du sol à proximité des haies et de comprendre quelles caractéristiques du système haie-parcelle l'influencent ou le contrôlent, dans des systèmes associés à l'élevage sous climat tempéré océanique. Les 3 chapitres précédents ont permis d'établir plusieurs résultats clés, associés aux 3 questions de recherche abordées dans cette thèse (Figure 6.1).

Concernant la première question de recherche, nous montrons un stockage additionnel de C sur l'ensemble du profil de sol au voisinage de la haie par rapport aux stocks des parcelles qui lui sont adjacentes. Ce stockage additionnel est significatif jusqu'à 2 m du pied de la haie. Les stocks additionnels de C pour une bande de 3 m, sont en moyenne de 0,69 t C. 100m⁻¹ de haie et sont dans les mêmes ordres de grandeur que les valeurs disponibles dans la littérature. En comparaison, la synthèse de Drexler *et al.* (2021) met en avant un stockage additionnel moyen de 0,51 t C. 100m⁻¹ pour des parcelles de cultures. Ce résultat confirme les résultats de la littérature, qui montrent également un impact positif de la présence de haies sur les stocks de C du sol et permet de consolider les références disponibles (Ford *et al.*, 2019; Drexler *et al.*, 2021; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi *et al.*, 2022; Chiartas *et al.*, 2022).

Par rapport aux références disponibles dans la littérature internationale, cette évaluation du stockage additionnel de C a été circonscrite ici à des contextes agro-pédo-climatiques spécifiques : (1) climat tempéré océanique avec peu de gradient de pluviométrie et de température, (2) des sols de types Brunisols à Luvisols, présentant des teneurs en C modérées à élevées et se distinguant par un gradient de teneur en argile, (3) des haies insérées dans des systèmes de polyculture-élevage. Bien que les contextes d'études aient été circonscrits, on observe une variabilité des stocks additionnels de C élevée, avec des stocks additionnels de C variant de -0,2 à 2,4 t C.100m⁻¹ de haie, soit -7 à 80 t C. ha⁻¹ de haie (par ha d'une bande de 3 m de large d'un côté d'une haie). La littérature rapporte des stocks variant de -133 à 65 t C. ha⁻¹ de haie pour des bandes de 1 m de large et avec une profondeur moyenne de 40 cm. Parmi les caractéristiques agropédologiques du continuum haie-parcelle, les résultats montrent que, sur le gradient de situations étudiées, la variabilité du stockage additionnel est principalement contrôlée par l'usage du pied de haie et sa différence par rapport à celui du cœur de la parcelle prise pour référence. Les stocks additionnels de C totaux sont en moyenne de 1,26 t C. 100m⁻¹ (erreur standard (SE) = 0,19) au voisinage de successions de cultures annuelles incluant des prairies

temporaires et une bande enherbée au pied de haie, $0,98 \text{ t C.}100\text{m}^{-1}$ ($\text{SE} = 0,31$) au voisinage de successions de cultures annuelles, $0,56 \text{ t C. } 100\text{m}^{-1}$ ($\text{SE} = 0,08$) au voisinage prairies permanentes et $0,21 \text{ t C.}100\text{m}^{-1}$ ($\text{SE} = 0,14$) au voisinage de successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires. L'état de l'art a mis en avant une controverse sur le potentiel de stockage de C des haies implantées sur des prairies, avec des références montrant un impact des haies sous prairies (Paulsen et Bauer, 2008; Van Vooren *et al.*, 2018; Pellerin *et al.*, 2020), et d'autres ne montrant pas de différences entre la présence ou l'absence de haies sous prairies (Ford *et al.*, 2019; Viaud et Kunnemann, 2021; Biffi *et al.*, 2022). Nos résultats montrent que la présence de haies au niveau de prairies a bel et bien un potentiel pour stocker du C additionnel dans les sols.

Les variables de description du continuum haie-parcelle permettent de mieux prédire la variabilité des stocks additionnels dans les 30 premiers cm de sol que ceux cumulés sur 90 cm. Ce résultat était attendu puisque les stocks additionnels au niveau des horizons profonds sont plutôt dépendants des entrées de C racinaires et de processus de stockage du C et non des entrées de C aériennes (Gross et Harrison, 2019).

Bien que l'influence des caractéristiques des haies soit souvent mise en avant par les gestionnaires des haies, pour le gradient de situations étudiées, nos résultats ne montrent pas d'effet significatif sur le stockage additionnel de C. L'échantillonnage n'a toutefois pas permis de tester l'effet de la variable agrégée « type de haie », car chacune des 3 régions géographiques est caractérisée par un type de haies propre. Comparer les types de haies entre eux revenait à comparer les régions.

Concernant la 2^{ème} question de recherche, les résultats confirment un stockage additionnel de C majoritairement dans la fraction grossière du sol, c'est-à-dire dans une forme qui est considérée comme ayant un temps de résidence relativement court (Baah-Acheamfour *et al.*, 2014; Viaud et Kunnemann, 2021; Wenzel *et al.*, 2023). La caractérisation de la répartition du stock additionnel de C dans les fractions granulométriques sur l'ensemble du profil de sol, montre une tendance à un stockage additionnel également dans la fraction fine entre 30 et 90 cm de sol. Que ce soit au niveau de la fraction fine ou au niveau de la fraction grossière, l'analyse a aussi mis en avant un impact important de la différence d'entrées de C entre 1 m et 10 m de la haie sur les stocks additionnels de C, qui sont plus élevés lorsque les différences d'entrées de C sont également élevées. Ces différences d'entrées de C entre 1 m et 10 m de la haie sont très fortement corrélées à l'occupation du sol de la parcelle adjacente et à l'usage du pied de la haie. Les entrées de C provenant de la haie et de la gestion au pied de la haie par rapport au point à 10 m de la haie sont donc importantes pour déterminer le potentiel de stockage additionnel de C au voisinage de la haie.

Concernant la 3ème question de recherche, les résultats montrent une distribution spatiale des entrées de C au sol différente dans le continuum haie-parcelle une même année, entre 2 usages des sols : prairie versus culture annuelle. Dans la parcelle de prairie, les entrées de C sont supérieures à 1 m et 3 m par rapport à 10 m de la haie, alors que dans la parcelle de culture, il y avait peu de différence d'entrées de C entre les différentes distances à la haie. La combinaison de facteurs directs (entrées de C de la haie) et indirects (influence de la haie sur le rendement de la végétation herbacée à proximité) impacte les régimes d'apports de C au sol et peut conduire à un apport plus important au voisinage de la haie ou similaire par rapport au milieu de la parcelle. Ces différences dans la distribution spatiale des entrées de C entre les deux situations ne dépendent pas uniquement de l'occupation du sol au pied de la haie par rapport à la situation de référence, mais aussi de caractéristiques de la haie tel que son orientation.

Ces résultats sont fortement liés aux conditions climatiques l'année de mesure. En 2022, le climat était exceptionnellement sec avec un ensoleillement fort par rapport aux moyennes climatiques des 20 dernières années. Ce climat a diminué les productions végétales des parcelles de références, et a potentiellement eu un impact différent à proximité de la haie au niveau des deux sites d'étude, qui présentent des expositions différentes vis-à-vis de la haie. Comme dit dans l'état de l'art (section 1.2.4.2.2), la présence de la haie impacte le microclimat dans son voisinage et peut augmenter ou diminuer la température de l'air de la parcelle adjacente en fonction de l'orientation et de l'ombre qu'elle peut créer. Lorsque les conditions climatiques diminuent la production végétale de la situation de référence, la présence de la haie peut servir de zone tampon avec un stress thermique plus faible dans son voisinage, et sous certaines conditions, augmenter les teneurs en eau du sol superficiel par un phénomène d'ascenseur hydraulique, c'est-à-dire une remontée passive d'eau profonde par les racines des arbres pendant la nuit (Bayala et Prieto, 2020). Cependant, la présence de la haie peut également accentuer l'impact du climat sur la production végétale de la végétation herbacée par l'intermédiaire d'augmentation du bilan radiatif au pied de la haie (Guyot et Verbrugge, 1976) et une diminution de la teneur en eau du sol (Thomas *et al.*, 2012). Cet impact du climat exceptionnel de 2022 et des impacts indirects de la haie rend les comparaisons entre les deux occupations du sol difficile et ne permettent pas d'extrapoler les résultats avec certitude à une échelle plus large ou au niveau interannuel. Si l'impact principal mis en évidence correspond à l'impact de l'orientation de la haie, ce climat particulier a cependant potentiellement accentué les contrastes entre les deux situations choisies, ce qui a permis de les capter et de les quantifier. Ainsi, les variables mesurées ne permettent pas de comprendre les stocks additionnels en profondeur et il serait nécessaire de mesurer d'autres variables comme les entrées de C racinaires à l'échelle du profil de sol (Hu *et al.*, 2016).

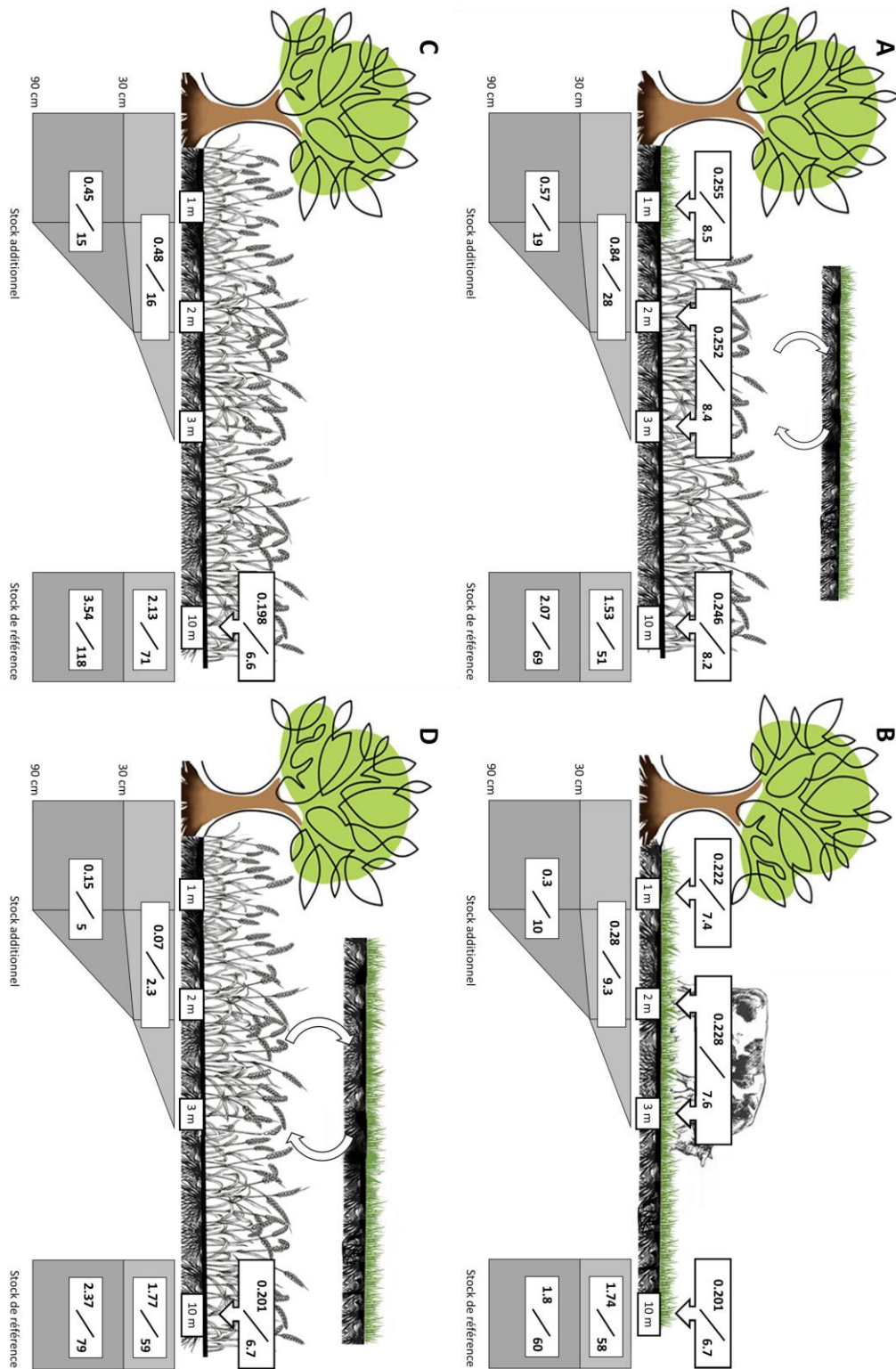


Figure 6.1 Synthèse des résultats incluant les entrées de C aux différentes distances à la haie pour les 30 premiers cm de sol, et les stocks de C du sol pour les 30 premiers cm de sol et pour la profondeur 60-90 cm pour 4 types d'occupation du sol. A = Successions de cultures/prairies avec une bande enherbée de 1 m de large, B = prairies permanentes, C = successions de cultures annuelles, D = successions de cultures/prairies. Dans chaque encadré, la première valeur correspond au stock de C ou aux entrées de C en considérant une parcelle de 1 h bordée par 100 m de haie sur un côté. La deuxième valeur correspond au stock de C ou à l'entrée de C par hectare de haie, en considérant un hectare d'une bande de 3 m de large le long d'une haie.

6.1.2 Approfondissement des résultats : analyse de données complémentaires

Les chapitres 4 et 5, abordant la deuxième et troisième question de recherche, s'appuient sur un sous-échantillon de l'ensemble des sites d'études. Ces chapitres ont mis en avant un impact significatif de la présence de la haie sur la distribution spatiale des entrées de C, avec un impact de l'exposition de la parcelle vis-à-vis de la haie, et un impact des différences d'entrées de C sur les stocks additionnels de C au voisinage des haies sur ce sous-échantillonnage. Pour confirmer et approfondir les résultats de ces deux chapitres, il convient de reprendre les analyses réalisées dans le chapitre 3 sur l'ensemble de l'échantillonnage pour analyser la variabilité du potentiel de stockage additionnel de C des haies avec ces nouvelles variables (différences d'entrées de C entre 1 m et 10 m sur les stocks additionnels de C du sol et l'exposition de la parcelle).

6.1.2.2 Matériels et méthodes

Les analyses complémentaires se basent sur les modèles statistiques produits dans le chapitre 3, pour prédire les stocks additionnels pour les horizons 0-30 et 30-90 cm de sol (section 3.3). Plusieurs modèles linéaires ont été construits et pour analyser deux variables réponses : les stocks additionnels de C pour les 30 premiers cm de sol (ΔStock_{30}), et les stocks additionnels totaux pour les 90 cm de sol (ΔStock_{90}). Ces modèles testent la relation entre ces variables réponses et les variables descriptives du continuum haie-parcelle définies dans les chapitres précédents, qui incluent : les propriétés du sol (ratio C :N, stocks de référence, présence de CaCO_3 , potentiel et déficit de saturation en C à 10 m de la haie et teneur en argile et en limons à 1 m de la haie), les caractéristiques de la haie (présence de talus, stock de C dans les racines de la haie, entrées de C par la biomasse aérienne de la haie), et les caractéristiques de la parcelle adjacente (exposition de la parcelle vis-à-vis de la haie, entrées de C aériennes et racinaires dans la parcelle adjacente, différences d'entrées de C totales entre 1 m et 10 m de la parcelle, occupation du sol à 1 m de la haie (Tableau 6.1)).

Pour chaque modèle, les variables ayant un impact significatif sur les stocks additionnels ont été sélectionnées sur la base du critère d'information d'Akaike et en réalisant des ANOVA sur les résultats du modèle en réalisant une procédure de pas à pas descendante manuelle pour retirer les variables non significatives.

Ces analyses supplémentaires portent donc sur les 45 sites de l'échantillonnage principal pour ajouter dans les analyses les variables mises en avant dans les chapitres 4 et 5. Parmi ces variables, les entrées de C aériennes provenant de la haie ont été calculées à partir de la biomasse aérienne des haies. Cependant, au niveau des sites d'étude situés dans la région BU, cette biomasse n'a pas été caractérisée. Il n'est donc pas possible de prendre en compte les entrées de C par la biomasse de la haie ou les différences d'entrées de C aériennes entre 1 m et 10 m de la haie pour les 14 sites d'étude de cette région. Les modèles ont donc été construits à partir de deux jeux de données différents : un jeu de données comprenant l'ensemble de l'échantillonnage des 45 sites d'études, et un jeu de données excluant les sites de la région BU, se basant ainsi sur 31 sites d'étude, pour inclure les variables d'entrées de C dans la modélisation.

Tableau 6.1 Variables quantitatives et qualitatives utilisées dans les modèles.

<u>Variables quantitatives</u>	
Variables réponse	
Stocks additionnels de C sur les 30 premiers cm de sol	Mg C. 100m-1
Stocks additionnels de C sur les 90 premiers cm de sol	Mg C. 100m-1
Propriétés du sol	
Ratio C:N	N.A.
Stocks de référence	Mg C. ha-1
Potentiel de saturation en C	g. kg-1
Déficit de saturation en C	g. kg-1
Teneur en argile	g. kg-1
Teneur en limons	g. kg-1
Caractéristiques de la haie	
Stocks de C dans la biomasse racinaire	Mg C. 100m-1
Entrées de C par les chutes de feuilles de la haie	Mg C. ha-1.an-1
Caractéristiques de la parcelle adjacente	
Entrées de C aériennes dans la parcelle adjacente	Mg C. ha-1.an-1
Entrées de C racinaires dans la parcelle adjacente	Mg C. ha-1.an-1
Différences d'entrées de C totales entre 1 m et 10 m de la haie	Mg C. ha-1.an-1
<u>Variables qualitatives</u>	
Propriétés du sol	
Présence de CaCO ₃	(1) Présence de CaCO ₃ (2) Absence de CaCO ₃
Caractéristiques de la haie	
Présence/absence de talus	(1) Présence de talus (2) Absence de talus
Caractéristiques de la parcelle adjacente	
Occupation du sol à 1 m de la haie	(1) Successions de cultures annuelles (2) Successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires (3) Bande enherbée (4) Prairies permanentes
Exposition de la parcelle vis-à-vis de la haie	(1) Exposition Nord (2) Exposition Sud (3) Exposition Est (4) Exposition Ouest

6.1.2.3 Résultats

Parmi les 4 modèles testés, seul le modèle de prédiction des ΔStock_{30} sur l'ensemble des 45 sites, sur les ΔStock_{30} sur les sites excluant ceux de la région BU et sur les ΔStock_{90} sur l'ensemble des sites montrent des liens entre les variables réponses et les différentes variables descriptives du continuum haie-parcelle.

Le premier modèle prédictif de ΔStock_{30} sur l'ensemble des 45 sites, a retenu quatre variables ($R^2 = 0,57$). Comme pour le chapitre 3, l'occupation du sol à 1 m de la haie, le ratio C :N à 10 m de la haie et le déficit de saturation à 10 m de la haie étaient fortement corrélés aux stocks additionnels. Cependant, à ces variables s'ajoute l'exposition de la parcelle vis-à-vis de la haie. Les stocks additionnels étaient corrélés positivement au ratio C:N à 10 m de la haie et négativement au déficit de saturation en C. Concernant l'exposition de la parcelle, les résultats sont contre-intuitifs, les parcelles situées au nord de la haie présentent les stocks additionnels les plus élevés, tandis que les parcelles situées au sud présentent ceux les plus faibles. Au niveau de l'occupation du sol à 1 m, les résultats sont les mêmes que ceux du chapitre 3 : ce sont les parcelles présentant une bande enherbée qui ont les stocks additionnels les plus élevés, suivi par les parcelles de successions de cultures annuelles, et au contraire, les parcelles de successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires ont les stocks additionnels les plus faibles (Tableau 6.2).

Le second modèle, sur les ΔStock_{90} sur l'ensemble des 45 sites a retenu les mêmes variables que le modèle du chapitre 3 sur la même profondeur de sol, avec une corrélation de la variable réponse uniquement avec l'occupation du sol à 1 m de la haie et le ratio C:N à 10 m de la haie ($R^2 = 0,24$). Comme pour le premier modèle, le C :N était positivement corrélé aux stocks additionnels, et les stocks additionnels étaient plus élevés lorsque les sites présentaient une bande enherbée, et étaient les plus faibles lorsque les sites correspondaient à des successions de cultures annuelles incluant des prairies permanentes.

Le dernier modèle, sur les ΔStock_{30} et sur un sous échantillonnage excluant les sites de la région BU, est le modèle le plus performant pour prédire la variabilité des stocks additionnels de C du sol. Ce modèle a retenu 5 variables corrélées à la variable réponse ($R^2 = 0,78$) : l'occupation du sol à 1 m, le déficit de saturation en C, le ratio C:N, l'exposition de la parcelle, et les stocks de C de référence à 10 m de la haie. De manière surprenante, sur ce sous-échantillonnage, les stocks additionnels sont corrélés négativement au ratio C:N ainsi qu'aux stocks de référence et au déficit de saturation en C à 10 m de la haie. Les stocks additionnels sont corrélés à l'exposition de la parcelle vis-à-vis de la haie et à l'occupation du sol à 1 m de la haie de la même façon que pour le premier modèle.

Tableau 6.2 Récapitulatif des résultats des différents modèles. Le 4^{em} modèle n'ayant pas montré de corrélations, seuls trois modèles sont présentés.

Modèle 0-30 cm sur l'ensemble des sites d'études ($R^2 = 0,57$)

Variables retenues	indice de significativité
Occupation du sol à 1 m de la haie	0,31
Ratio C:N à 10 m de la haie	0,18
Exposition de la parcelle via à vis de la haie	0,10
Déficit de saturation en C à 10 m de la haie	0,06

Modèle 0-90 cm sur l'ensemble des sites d'études ($R^2 = 0,24$)

Variables retenues	indice de significativité
Occupation du sol à 1 m de la haie	0,21
Ratio C:N à 10 m de la haie	0,1

Modèle 0-30 cm sans les sites de la région BU ($R^2 = 0,78$)

Variables retenues	indice de significativité
Occupation du sol à 1 m de la haie	0,37
Déficit de saturation en C à 10 m de la haie	0,20
Ratio C:N à 10 m de la haie	0,14
Exposition de la parcelle via à vis de la haie	0,08
Stocks de référence	0,05

6.1.2.4 Discussion et conclusion

Dans le chapitre 4, les analyses réalisées sur le sous-échantillon de 18 sites d'étude a mis en avant un impact de la différence des entrées de C entre 1 m et 10 m de la haie sur la variabilité des stocks additionnels de C du sol. Si ces variables ne peuvent pas être testées sur l'ensemble des sites en raison du manque de données sur les sites de la région BU, les analyses sur les 31 sites des régions NO et HF ne montrent pas d'impact des variables associées aux entrées de C sur la variabilité des stocks additionnels. Plusieurs raisons pourraient expliquer cette absence d'impact des variables associées aux entrées de C sur la variabilité du stockage additionnel de C. La première peut venir de l'absence de mesure des entrées de C par le système racinaire des haies, alors que les racines contribuent de manière très importante au stockage de C stable dans les sols (Poirier *et al.*, 2018; Poeplau *et al.*, 2021; Villarino *et al.*, 2021). La deuxième peut venir des valeurs d'entrées de C elles même, qui n'ont pas été mesurée directement sur le terrain, mais estimées à partir des données disponibles sur les sites, qui peuvent conduire à une sous-estimation ou une surestimation des entrées de C en fonction des

conditions locales des sites d'études. Les mesures d'entrées de C dans la parcelle adjacente par les résidus de cultures ou de fauche ne prenaient également pas en compte l'impact que la haie peut avoir sur la production végétale dans son voisinage. La dernière raison peut simplement venir d'une absence d'impact des entrées de C sur le stockage de C sur le long terme, qui serait plutôt impacté par d'autres variables et processus de stockage.

Conformément au résultats du chapitre 5, les modèles montrent un impact de l'exposition de la parcelle vis-à-vis de la haie. Cependant, tandis que le chapitre 5 montre une diminution des entrées de C au niveau des parcelles exposées ouest, et une augmentation des entrées de C au niveau des parcelles exposées sud, les modèles sur l'ensemble des sites montrent des stocks additionnels plus élevés au niveau des parcelles exposées nord et est, et plus faibles au niveau des parcelles exposées ouest et sud. Les entrées de C mesurées dans le cadre du chapitre 5 n'étaient cependant pas fortement corrélés aux stocks de C du sol aux différentes distances de la haie.

6.1.3 Implications opérationnelles : intérêt de la plantation de haies pour favoriser le stockage de C dans les sols agricoles

Cette section s'intéresse au potentiel de l'implantation de haies à stocker de manière significative du C dans les sols, notamment au regard de la référence seuil de l'objectif 4p1000.

En moyenne, les stocks de référence sont de 133 t C. ha⁻¹ tandis que les stocks additionnels moyens sont de 23 t C. ha⁻¹ (par hectare pour une bande de 3 m de large le long d'une haie). En se limitant au premier quartile des stocks additionnels, les stocks additionnels moyens sont de 0,47 t C. ha⁻¹. En se limitant au dernier quartile, ils sont en moyenne de 50 t C. ha⁻¹. En posant comme hypothèse que les haies sont présentes depuis 70 ans, ce qui est une hypothèse basse, les haies paraissant déjà développées il y a 70 ans sur les photos aériennes, la présence de haie et les usages associés permet un taux de stockage additionnel moyen annuel de C de 0,25 %.an⁻¹ à l'échelle du parcellaire, soit 2,5 pour mille (0.05 pour mille en se limitant au premier quartile et 5.3 pour mille en se limitant au dernier quartile). En considérant que les haies sont implantées depuis 120 ans, alors la présence de haie permet un stockage annuel moyen de C de 0,14 %, soit 1.4 pour mille (0.03 pour mille en se limitant au premier quartile et 3.1 pour mille en se limitant au dernier quartile). Ainsi, à l'échelle de la parcelle, les augmentations annuelles de stockage de C estimées sont en-dessous de l'objectif 4/1000. Il convient donc d'associer les systèmes agroforestiers avec des haies à d'autres pratiques stockantes comme la diminution de l'intensité du pâturage au niveau des prairies (Soussana et Lemaire, 2014), et la mise en place de couverts végétaux ou la réduction du travail du sol au niveau des parcelles de

cultures, même si ces pratiques sont sujet à controverses (Baker *et al.*, 2007; Zhu *et al.*, 2022; Chaplot et Smith, 2023).

L'état de l'art mis en avant la diminution importante du linéaire de haies dans les parcelles agricoles en France, avec des linéaires de haies plus importants en bordure de parcelles de prairies. Les systèmes ayant un potentiel élevé pour stocker du C additionnel dans les sols par la présence de la haie correspondant plutôt aux parcelles de successions de cultures annuelles, avec ou sans bande enherbée au voisinage de la haie, cette forte diminution du linéaire de haie au niveau des parcelles de successions de cultures par rapport aux parcelles de prairies montre que actuellement, la majorité des haies ne sont pas implantées sur des parcelles qui leur permet d'avoir un haut potentiel de stockage de C. Il existe donc un potentiel pour augmenter les stocks de C du sol des parcelles de culture en plantant des haies en bordure de parcelle. Au niveau des parcelles de prairies, les haies remplissent cependant d'autres rôles important pour l'élevage, en servant d'abri contre la pluie et le soleil et de fourrage supplémentaire, qui peut devenir nécessaire lors d'années sèches.

Ce travail de thèse apporte de nouvelles informations pour faire en sorte que les nouvelles haies implantées, et que les haies déjà en place puissent stocker de manière optimale du C. Les résultats ont montré l'impact fort de l'occupation du sol dans la parcelle adjacente par rapport à l'occupation du sol au pied de la haie, qui modifie les différences d'entrées de C au sol entre ces deux points, et donc le potentiel de la haie à stocker du C supplémentaire. Dans le cadre d'implantation ou de maintien de haie dans une optique de stockage de C, il est donc important de prendre en compte les caractéristiques de la parcelle dans laquelle la haie est implantée, ou de la parcelle adjacente à la haie. Pour augmenter le potentiel de stockage de C du sol, il est également important de sélectionner certaines caractéristiques des haies et de leur mode de gestion. Certaines caractéristiques de la haie, comme par exemple le type d'essence plantée dans la haie, auront un impact fort sur les entrées de C au sol, avec des entrées plus importantes au niveau de haies présentant des hauts jets par rapport à des haies de cépée d'arbustes. De plus, l'orientation de la haie peut fortement modifier les impacts indirects de la haie sur le stockage de C du sol. Ces nouvelles informations pourront potentiellement aider à la mise en place d'aide financières et d'accompagnement pour les agriculteurs réalisant des démarches d'implantation de haies.

6.2 Limites de la démarche et perspectives

6.2.1 Limites

Comme dit dans le chapitre 2 (section 2.1), ce travail de thèse a fait le choix de s'appuyer sur des mesures réalisées dans des parcelles agricoles et non dans des dispositifs expérimentaux. Ce choix a permis d'étudier les combinaisons de facteurs qui existent effectivement dans les systèmes agricoles et donc de quantifier les gammes de variations des stocks additionnels qui sont représentatives de ce qui peut être rencontré dans les systèmes agricoles sous climat tempéré. L'approche mise en œuvre, basée sur une mesure des stocks de C du sol, et leur mise en relation à des facteurs potentiels de contrôle a également des limites. Dans des conditions environnementales réelles, le contrôle des variables choisies pouvant impacter le potentiel de stockage de C des haies est limité et ne permet pas d'analyser l'effet des facteurs de contrôle séparément.

Dans le cadre de cette thèse, l'échantillonnage ne permet pas de différencier l'effet de la typologie des haies de l'effet des propriétés du sol ou de la région. Pour remédier à cette limite, il convient de réaliser un échantillonnage plus large, potentiellement en diminuant le nombre de distance à échantillonner pour conserver un temps de travail équivalent.

L'échantillonnage synchronique est également associé à certaines incertitudes. L'hypothèse est que le point de référence à 10 m de la haie correspond à l'état initial des stocks de C du sol avant l'implantation de la haie. Dans le cas de notre étude, les haies sont implantées depuis au moins 70 ans. Les stocks de C au niveau des points de référence ont donc eu le temps d'évoluer par rapport à leur état lors de l'implantation de la haie, en lien avec le mode de gestion qui n'était pas forcément le même il y a 70 ans. Comparer les stocks de C au pied de la haie aux stocks de C au point de référence peut donc créer des incertitudes d'estimation des stocks additionnels. Une approche diachronique, qui compare des stocks de C à un temps donné avant l'implantation de la haie avec des stocks de C après la mise en place de la haie permettrait de contourner cette limite. Cependant, les stocks de C du sol évoluant lentement, une approche diachronique est difficile à mettre en place puisqu'elle nécessite un suivi sur un pas de temps long.

6.2.1 Perspectives

Le travail réalisé ne s'intéresse pas aux processus sous-jacent du stockage de C. Une compréhension de ces processus permettrait cependant de confirmer avec certitude l'impact des variables contrôle, telles que l'occupation du sol ou les entrées de C sur les stocks de C du sol. La présence de la haie peut avoir des impacts indirects sur la composition et l'activité des communautés de la faune du sol

(Marsden *et al.*, 2020; Beule *et al.*, 2022), et donc influencer les processus de décomposition et de minéralisation de la matière organique ou les processus de stabilisation du C. Au niveau interannuel, la gestion de la haie impacte la biomasse aérienne (Crossland, 2015), ce qui peut diminuer les entrées de C au sol les années suivant une exploitation de la haie pour de la production de bois. Il serait donc intéressant de comprendre comment la haie impacte les processus sous-jacent du stockage de C du sol et comment cet impact évolue dans le temps en se basant sur deux situations, une situation avec une occupation du sol et des entrées de C permettant un stockage additionnel élevé, et son contraire pour prendre en compte la variabilité du stockage de C mis en évidence.

Les sols représentent un réservoir très important de C organique (Scharlemann *et al.*, 2014). Un faible changement des quantités de C de ce réservoir aurait un impact fort sur les concentrations en C atmosphériques et donc sur l'évolution du changement climatique (Pellerin *et al.*, 2020). Dans ce contexte, pouvoir prédire l'évolution des stocks de C du sol est crucial puisqu'elle permettra d'adapter les modes de gestion des parcelles pour éviter un impact négatif de la gestion sur les stocks de C du sol avant de voir les conséquences de la gestion actuelle. Pour réduire les incertitudes des prédictions et réaliser de meilleures prédictions de l'évolution des stocks de C du sol, avoir une compréhension des processus régulant le stockage de C est nécessaire.

Le continuum haie-parcelle est un système complexe et diversifié. Il est donc important de traiter la haie non pas comme un système à part entière, mais plutôt comme une composante du système haie-parcelle. Ce travail de thèse a pu réaliser cette approche systémique, tout en essayant d'évaluer l'impact des différentes composantes sur le système dans sa globalité. Il convient également de mettre en place des gestions de la haies plus durables, pour que la technique de coupe réalisée pour l'exploitation du bois ne crée pas de pression sur l'arbre et préserve l'intégrité de la haie et donc son maintien dans le temps.

Les résultats de cette thèse ouvrent de nouvelles perspectives sur l'influence des haies sur le stockage de carbone dans le sol et comment cette influence évolue dans le contexte du changement climatique. Le chapitre 5 et les analyses supplémentaires ont mis en avant un impact significatif de l'orientation des haies sur la production végétale, par l'intermédiaire de modification du bilan radiatif à proximité des haies. Les prédictions de l'évolution du changement climatique mettent en avant une augmentation de la fréquence des événements climatiques exceptionnels. Il est donc important de comprendre l'impact de ces événements sur les entrées de C à proximité des haies en fonction de leur orientation pour une gestion durable des stocks de C additionnels des systèmes agroforestiers avec des haies. Cette caractérisation est essentielle puisqu'elle peut avoir des conséquences directes sur le

rendement des cultures, ce qui, à son tour, peut influencer le stockage de carbone, mais également la durabilité des haies en tant que composants essentiels des systèmes agricoles.

Pour améliorer et approfondir ce travail, à partir du jeu de données produit par cette thèse, il serait maintenant intéressant d'étudier la dynamique du stockage du C mais également de caractériser la distribution spatiale des entrées de C à une échelle de temps plus longue et plus en profondeur. L'étude de la dynamique du stockage de C peut se faire en comparant les entrées de C mesurées dans le cadre de cette thèse avec les sorties de C potentielles, provenant des différentes étapes de transformation et de minéralisation de la matière organique. Pour estimer ces sorties de C, il est nécessaire de modéliser mathématiquement les processus liés à la transformation de la matière organique à différentes distances de la haie. Cette modélisation à différentes distances de la haie permettrait de comparer ces distances entre elles et de comprendre comment les processus de stockage et de déstockage du C sont impactés au voisinage de la haie. Pour aller plus loin, il serait également intéressant de coupler l'étude de la dynamique de la MO à un suivi fin des conditions microclimatiques au voisinage des haies pour caractériser les effets indirects de la haie sur le stockage de C du sol.

Conclusion

Les résultats confirment un impact positif significatif de l'implantation de haies sur le stockage de C du sol, majoritairement dans la fraction grossière du sol, et ce même au niveau de parcelles de prairies permanentes, où les résultats provenant de la littérature étaient controversés. Le type d'occupation du sol, et notamment la différence d'occupation du sol entre le pied de la haie et le centre de la parcelle ressort cependant comme un facteur central de contrôle du stockage de C par les haies, en association avec d'autres paramètres tel que le ratio C :N ou le déficit de saturation à 10 m de la haie. En surface, les différences d'entrées de C au sol entre le pied de la haie et le centre de la parcelle, fortement corrélé à l'occupation du sol, ressort également en tant que facteur clé du contrôle du stockage additionnel de C au voisinage des haies.

Ce travail de thèse met donc en avant le potentiel des haies et de la gestion qui y est associée à stocker du C supplémentaire dans les sols. Il faut cependant être prudent vis-à-vis de ce C stocké, qui correspond à du C labile, et donc très sensible au mode de gestion du continuum haie-parcelle et à des modifications de cette gestion. Les résultats ouvrent cependant de nouvelles questions, les données disponibles ne permettent pas d'expliquer complètement la variabilité du stockage de C au voisinage des haies. Il serait maintenant intéressant d'orienter de nouvelles recherches vers la caractérisation des processus de stockage de C au voisinage des haies, qui peuvent renseigner sur la dynamique de stockage de C. Si la présence de la haie a également un impact sur les sorties de C du sol, en les diminuant ou les augmentant, le bilan entre les entrées et les sorties de C, donc le stockage additionnel, sera différent. Une meilleure compréhension de cette dynamique de stockage peut par la suite permettre de réaliser des prédictions du potentiel de stockage de C du sol de parcelles agricoles par l'implantation de nouvelles haies, ou la modification de la gestion réalisée au pied des haies déjà en place. Ce travail nécessite cependant de prendre en compte les impacts potentiels du changement climatique et des événements climatiques exceptionnels qui peuvent fortement impacter les mesures sur le terrain et limiter leur interprétation.

Bibliographie

- Adhikary, P.P., Hombegowda, H.C., Barman, D., Jakhar, P., Madhu, M., 2017. Soil erosion control and carbon sequestration in shifting cultivated degraded highlands of eastern India: performance of two contour hedgerow systems. *Agroforestry Systems* 91, 757-771.
- AFAC-Agroforesteries, 2019a. Référentiel national sur la typologie des haies : modalités pour une gestion durable.
- AFAC-Agroforesteries, 2019b. Un label pour préserver les haies.
- AFNOR, 1995a. Qualité du sol. Détermination de la teneur en carbonate. Méthode volumétrique. ISO 10693:1995.
- AFNOR, 1995b. Soil quality—determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). NF ISO 10694. Soil Quality
- AFNOR, 1998. Soil Quality Determination of Total Nitrogen Content by Dry Combustion (“Elemental Analysis”). International Organization for Standardization.
- AFNOR, 2003. Soil Quality - Particle Size Determination by Sedimentation - Pipette Method. . NF X31-107
- Agreste, 2014. Enquêtes pratiques culturelles 2011 : Principaux résultats.
- Agreste, 2021. L'occupation du sol entre 1982 et 2018.
- Angers, D.A., Arrouays, D., Saby, N.P.A., Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management* 27, 448-452.
- Angst, G., Mueller, K.E., Castellano, M.J., Vogel, C., Wiesmeier, M., Mueller, C.W., 2023. Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. *Nature Communications* 14, 2967.
- Angst, G., Mueller, K.E., Nierop, K.G.J., Simpson, M.J., 2021. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 156, 108189.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel, P., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France.
- Augère-Granier, M.-L., 2020. Agroforestry in the European Union.
- Axe, M.S., Grange, I.D., Conway, J.S., 2017. Carbon storage in hedge biomass—A case study of actively managed hedges in England. *Agric., Ecosyst. Environ.* 250, 81-88
- Baah-Acheamfour, M., Chang, S.X., Carlyle, C.N., Bork, E.W., 2015. Carbon pool size and stability are affected by trees and grassland cover types within agroforestry systems of western Canada. *Agric., Ecosyst. Environ.* 213, 105-113.
- Baize, D., Girard, M.-C., 2009. Référentiel pédologique 2008. Editions Quae.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agric., Ecosyst. Environ.* 118, 1-5.
- Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadoeuf, J., Cornu, S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Atmosphere—soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599-602.

- Balesdent, J., Besnard, E., Arrouays, D., Chenu, C., 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant Soil* 201, 49-57
- Barr, C.J., Gillespie, M.K., 2000. Estimating hedgerow length and pattern characteristics in Great Britain using Countryside Survey data. *J. Environ. Manage.* 60, 23-32.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 151-163.
- Baudry, J., Jouin, A., 2003. De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. INRA Editions, Paris (France).
- Baudry, J., Jouin, A., Thenail, C., 1998. La diversité des bordures de champ dans les exploitations agricoles de pays de bocage. *Gestion des exploitations et des ressources rurales*. INRA, Versailles (France), p. 437
- Bayala, J., Prieto, I., 2020. Water acquisition, sharing and redistribution by roots: applications to agroforestry systems. *Plant Soil* 453, 17-28.
- Begill, N., Don, A., Poeplau, C., 2023. No detectable upper limit of mineral-associated organic carbon in temperate agricultural soils. *Global Change Biol.* n/a.
- Bellefontaine, R., Petit, S., Paint-Orcet, M., Deleporte, P., Bertault, J.-G., 2001. Les arbres hors forêt, vers une meilleure prise en compte. *Cahier FAO conservation* 35.
- Beniston, J.W., DuPont, S.T., Glover, J.D., Lal, R., Dungait, J.A.J., 2014. Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. *Biogeochemistry* 120, 37-49.
- Bertrand, I., Viaud, V., Daufresne, T., Pellerin, S., Recous, S., 2019. Stoichiometry constraints challenge the potential of agroecological practices for the soil C storage. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 39, 54.
- Beule, L., Vaupel, A., Moran-Rodas, V.E., 2022. Abundance, Diversity, and Function of Soil Microorganisms in Temperate Alley-Cropping Agroforestry Systems: A Review. *Microorganisms* 10, 616.
- Bhogal, A., Nicholson, F., Chambers, B., 2009. Organic carbon additions: effects on soil bio-physical and physico-chemical properties. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 276-286.
- Biffi, S., Chapman, P.J., Grayson, R.P., Ziv, G., 2022. Soil carbon sequestration potential of planting hedgerows in agricultural landscapes. *J. Environ. Manage.* 307, 114484.
- Böhm, C., Kanzler, M., Freese, D., 2014. Wind speed reductions as influenced by woody hedgerows grown for biomass in short rotation alley cropping systems in Germany. *Agroforestry Systems* 88, 579-591.
- Boiffin J, Keli Zagbahi J, Sebillotte M (1986) Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : application du modèle de Hénin-Dupuis. *Agronomie* 6: 437-446.
- Bolinder M, Angers D, Dubuc J (1997) Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agric, Ecosyst Environ* 63: 61-66.
- Bottinelli, N., Angers, D.A., Hallaire, V., Michot, D., Le Guillou, C., Cluzeau, D., Heddadj, D., Menasseri-Aubry, S., 2017. Tillage and fertilization practices affect soil aggregate stability in a Humic Cambisol of Northwest France. *Soil and Tillage Research* 170, 14-17.

- Boulonne, L., 2022. Données volumétriques du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, pour le territoire métropolitain et la première campagne (2000-2009), avec coordonnées théoriques. Recherche Data Gouv.
- Brunner I, Godbold DL (2007) Tree roots in a changing world. *Journal of Forest Research* 12: 78-82 DOI: 10.1007/s10310-006-0261-4.
- Brunner, I., Bakker, M.R., Björk, R.G., Hirano, Y., Lukac, M., Aranda, X., Børja, I., Eldhuset, T.D., Helmisaari, H.S., Jourdan, C., Konôpka, B., López, B.C., Miguel Pérez, C., Persson, H., Ostonen, I., 2013. Fine-root turnover rates of European forests revisited: an analysis of data from sequential coring and ingrowth cores. *Plant Soil* 362, 357-372.
- Burgess, P., den Herder, M., Dupraz, C., Garnett, K., Giannitsopoulos, M., Graves, A., Hermansen, J., Kanzler, M., Liagre, F., Mirck, J., 2018. AGFORWARD PROJECT final report. Cranfield University.
- Burke IC, Mosier AR, Hook PB, Milchunas DG, Barrett JE, Vinton MA, McCulley RL, Kaye JP, Gill RA, Epstein HE (2008) Soil organic matter and nutrient dynamics of shortgrass steppe ecosystems. *Ecology of the shortgrass steppe*: 306-341.
- Calderón, F.J., Jackson, L.E., Scow, K.M., Rolston, D.E., 2001. Short-Term Dynamics of Nitrogen, Microbial Activity, and Phospholipid Fatty Acids after Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 118-126.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B.G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E., Chenu, C., 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agric., Ecosyst. Environ.* 236, 243-255.
- Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J.H., Jourdan, C., 2015. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant Soil* 391, 219-235.
- Cardinael, R., Mao, Z., Chenu, C., Hinsinger, P., 2020. Belowground functioning of agroforestry systems: recent advances and perspectives. *Plant Soil* 453, 1-13.
- Cardinael, R., 2015. Stockage de carbone et dynamique des matières organiques des sols en agroforesterie sous climat méditerranéen et tempéré. *Science agricoles*.
- Cardinali, A., Carletti, P., Nardi, S., Zanin, G., 2014. Design of riparian buffer strips affects soil quality parameters. *Applied Soil Ecology* 80, 67–76
- Caubel V, Grimaldi C, Merot P, Grimaldi M (2003) Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrological Processes* 17: 1811-1821 DOI: 10.1002/hyp.1214.
- Chaplot, V., Smith, P., 2023. Cover crops do not increase soil organic carbon stocks as much as has been claimed: What is the way forward? *Global Change Biol.* n/a
- Chan, K.Y., Conyers, M., Li, G., Helyar, K., Poile, G., Oates, A., Barchia, I., 2011. Soil carbon dynamics under different cropping and pasture management in temperate Australia: Results of three long-term experiments. *Soil Research* 49, 320-328.
- Chenu, C., Plante, A.F., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex'. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 596-607.

- Chiartas, J.L., Jackson, L.E., Long, R.F., Margenot, A.J., #039, Geen, A.T., 2022. Hedgerows on Crop Field Edges Increase Soil Carbon to a Depth of 1 meter. *Sustainability* 14, 12901
- Cienciala, E., Apltauer, J., Exnerová, Z., Tatarinov, F., 2008. Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. *Journal of Forest Science* 54, 109-120.
- Conant, R.T., Easter, M., Paustian, K., Swan, A., Williams, S., 2007. Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil and Tillage Research* 95, 1-10.
- Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11, 343-355.
- Cotrufo, M.F., Lavellee, J.M., 2022. Chapter One - Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 1-66.
- Cotrufo, M.F., Lavellee, J.M., Six, J., Lugato, E., 2023. The robust concept of mineral-associated organic matter saturation: A letter to Begill et al., 2023. *Global Change Biol.* n/a.
- Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J., Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience* 12, 989-994.
- Coussement, T., Maloteau, S., Pardon, P., Artru, S., Ridley, S., Javaux, M., Garré, S., 2018. A tree-bordered field as a surrogate for agroforestry in temperate regions: Where does the water go? *Agric. Water Manage.* 210, 198-207.
- Crossland, M., 2015. The carbon sequestration potential of hedges managed for woodfuel.
- Cui, J., Zhu, R., Wang, X., Xu, X., Ai, C., He, P., Liang, G., Zhou, W., Zhu, P., 2022. Effect of high soil C/N ratio and nitrogen limitation caused by the long-term combined organic-inorganic fertilization on the soil microbial community structure and its dominated SOC decomposition. *J. Environ. Manage.* 303, 114155.
- Czarnes S, Hallett P, Bengough A, Young I (2000) Root-and microbial-derived mucilages affect soil structure and water transport. *Eur J Soil Sci* 51: 435-443.
- Dassot, M., Commagnac, L., Letouze, F., Colin, A., 2022. Stocks de bois et de carbone dans les haies bocagères françaises. 66 pages.
- De Mendiburu, F., Yaseen, M., 2020. *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R package version 1.4.0
- De Menthère, C., Falcone, P., Piveteau, V., Ory, X., 2023. La haie, levier de la planification écologique. CGAAER Rapport n° 22114.
- De Stefano, A., Jacobson, M.G., 2018. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems* 92, 285-299.
- Den Herder M, Moreno G, Mosquera-Losada RM, Palma JHN, Sidiropoulou A, Santiago Freijanes JJ, Crous-Duran J, Paulo JA, Tomé M, Pantera A, Papanastasis VP, Mantzanas K, Pachana P, Papadopoulos A, Pliening T, Burgess PJ (2017) Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agric, Ecosyst Environ* 241: 121-132 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005>.

- Dhillon, G.S., Gillespie, A., Peak, D., Van Rees, K.C., 2017. Spectroscopic investigation of soil organic matter composition for shelterbelt agroforestry systems. *Geoderma* 298, 1-13.
- Dhillon, G.S., Rees, K.C.J.V., 2017. Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 97, 394-409.
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C., Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 37, 14.
- Don, A., Scholten, T., Schulze, E.-D., 2009. Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 53-62.
- Douet, M., Lemarchand, F., 2016. Du bon usage du bocage: la haie bocagère au cœur des enjeux de développement durable. *Belgeo. Revue belge de géographie*.
- Drexler, S., Gensior, A., Don, A., 2021. Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change* 21.
- DuPont ST, Beniston J, Glover JD, Hodson A, Culman SW, Lal R, Ferris H (2014) Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. *Plant Soil* 381: 405-420 DOI: 10.1007/s11104-014-2145-2.
- Fahad, S., Chavan, S.B., Chichaghare, A.R., Uthappa, A.R., Kumar, M., Kakade, V., Pradhan, A., Jinger, D., Rawale, G., Yadav, D.K., 2022. Agroforestry systems for soil health improvement and maintenance. *Sustainability* 14, 14877.
- Falloon, P., Powlson, D., Smith, P., 2004. Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management* 20, 240-247.
- Feliciano, D., Ledo, A., Hillier, J., Nayak, D.R., 2018. Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agric., Ecosyst. Environ.* 254, 117-129.
- Feller, C., Chenu, C., 2012. Les inter-actions bio-organo-argileuses et la stabilisation du carbone dans les sols.
- Fernández ME, Gyenge J, Licata J, Schlichter T, Bond BJ (2008) Belowground interactions for water between trees and grasses in a temperate semiarid agroforestry system. *Agroforestry Systems* 74: 185-197 DOI: 10.1007/s10457-008-9119-4.
- Fierer, N., Schimel, J.P., Holden, P.A., 2003. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biol. Biochem.* 35, 167-176.
- Fischer, C., Schlinkert, H., Ludwig, M., Holzschuh, A., Gallé, R., Tschardtke, T., Batáry, P., 2013. The impact of hedge-forest connectivity and microhabitat conditions on spider and carabid beetle assemblages in agricultural landscapes. *J. Insect Conserv.* 17, 1027-1038.
- Foereid, B., Bro, R., Mogensen, V.O., Porter, J.R., 2002. Effects of windbreak strips of willow coppice—modelling and field experiment on barley in Denmark. *Agric., Ecosyst. Environ.* 93, 25-32.

- Ford, H., Healey, J.R., Webb, B., Pagella, T.F., Smith, A.R., Nicholson, F., 2019. How do hedgerows influence soil organic carbon stock in livestock-grazed pasture? *Soil Use and Management* 35, 576-584.
- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., 2019. car: Companion to Applied Regression. R package version 3.0-2. Website <https://CRAN.R-project.org/package=car> [accessed 17 March 2020].
- Frank AB, Liebig MA, Tanaka DL (2006) Management effects on soil CO₂ efflux in northern semiarid grassland and cropland. *Soil and Tillage Research* 89: 78-85 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.06.009>.
- Frank DA (2007) Drought effects on above- and belowground production of a grazed temperate grassland ecosystem. *Oecologia* 152: 131-139 DOI: 10.1007/s00442-006-0632-8.
- French, S., Levy-Booth, D., Samarajeewa, A., Shannon, K.E., Smith, J., Trevors, J.T., 2009. Elevated temperatures and carbon dioxide concentrations: effects on selected microbial activities in temperate agricultural soils. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 25, 1887-1900.
- Freschet GT, Pagès L, Iversen CM, Comas LH, Rewald B, Roumet C, Klimešová J, Zadworny M, Poorter H, Postma JA, Adams TS, Bagniewska-Zadworna A, Bengough AG, Blancaflor EB, Brunner I, Cornelissen JHC, Garnier E, Gessler A, Hobbie SE, Meier IC, Mommer L, Picon-Cochard C, Rose L, Ryser P, Scherer-Lorenzen M, Soudzilovskaia NA, Stokes A, Sun T, Valverde-Barrantes OJ, Weemstra M, Weigelt A, Wurzbürger N, York LM, Batterman SA, Gomes de Moraes M, Janeček Š, Lambers H, Salmon V, Tharayil N, McCormack ML (2021) A starting guide to root ecology: strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements. *New Phytol* 232: 973-1122 DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.17572>
- Ghazavi, G., Thomas, Z., Hamon, Y., Marie, J.C., Corson, M., Merot, P., 2008. Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake. *Hydrological Processes* 22, 4723-4735.
- Gill R, Jackson R (2000) Gill, R. A. & Jackson, R. B. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytol.* 147, 13-31. *New Phytol* 147: 13-31 DOI: 10.1046/j.1469-8137.2000.00681.x.
- Gosme, M., Dufour, L., Inurreta Aguirre, H.D., Dupraz, C., 2016. Microclimatic effect of agroforestry on diurnal temperature cycle.
- Gower, S.T., McMurtrie, R.E., Murty, D., 1996. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends Ecol. Evol.* 11, 378-382.
- Graux, A., I., Klumpp, K., Martin, R., Vertès, F., Chabbi, A., Puche, N., Théron, O., Chambaut, H., Brun-Lafleur, L., Lemeunier, P., Dollé, J.-B., 2022. Carbone Sol et Elevage (CarSolEI) : Méthode et référentiel sur les flux de carbone dans les sols agricoles des territoires d'élevage bovin. ADEME.
- Gregorich, E.G., Beare, M.H., McKim, U.F., Skjemstad, J.O., 2006. Chemical and Biological Characteristics of Physically Uncomplexed Organic Matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 975-985.
- Gross, A., Glaser, B., 2021. Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. *Scientific Reports* 11, 5516.

- Guest, E.J., Palfreeman, L.J., Holden, J., Chapman, P.J., Firbank, L.G., Lappage, M.G., Helgason, T., Leake, J.R., 2022. Soil macroaggregation drives sequestration of organic carbon and nitrogen with three-year grass-clover leys in arable rotations. *Sci. Total Environ.* 852, 158358.
- Guillaume, T., Bragazza, L., Levasseur, C., Libohova, Z., Sinaj, S., 2021. Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems. *Agric., Ecosyst. Environ.* 305, 107184.
- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Elfouki, S., Fontana, M., Leifeld, J., Bragazza, L., Sinaj, S., 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma* 422, 115937.
- Guillot E, Bertrand I, Rumpel C, Gomez C, Arnal D, Abadie J, Hinsinger P (2021) Spatial heterogeneity of soil quality within a Mediterranean alley cropping agroforestry system: Comparison with a monocropping system. *European Journal of Soil Biology* 105: 103330 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103330>.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol.* 8, 345-360.
- Guyot, G., Verbrugghe, M., 1976. Etude de la variabilité spatiale du microclimat a l'échelle parcellaire en zone bocagere. *Les bocages: Histoire, Ecologie, Economie*, INRA, CNRS, ENSA and Université de Rennes, INRA Editions, Rennes
- Hao, H., Grimaldi, C., Walter, C., Dutin, G., Trinkler, B., Merot, P., 2015. Chloride concentration distribution under oak hedgerow: an indicator of the water-uptake zone of tree roots? *Plant Soil* 386, 357-369.
- Harper, R., Tibbett, M., 2013. The hidden organic carbon in deep mineral soils. *Plant Soil* 368, 641-648.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191, 77-87.
- Herder, M.d., Burgess, P., Mosquera-Losada, M.R., Herzog, F., Hartel, T., Upson, M., Viholainen, L., Rosati, A., 2015. Preliminary stratification and quantification of agroforestry according to systems studied in WP2-WP5. Preliminary Stratification and quantification of agroforestry in Europe.
- Hillbrand, A., Borelli, S., Conigliaro, M., Olivier, E., 2017. Agroforestry for landscape restoration: exploring the potential of agroforestry to enhance the sustainability and resilience of degraded landscapes.
- Hirte J, Leifeld J, Abiven S, Mayer J (2018a) Maize and wheat root biomass, vertical distribution, and size class as affected by fertilization intensity in two long-term field trials. *Field Crops Res* 216: 197-208 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.023>.
- Hirte J, Leifeld J, Abiven S, Oberholzer H-R, Mayer J (2018b) Below ground carbon inputs to soil via root biomass and rhizodeposition of field-grown maize and wheat at harvest are independent of net primary productivity. *Agric, Ecosyst Environ* 265: 556-566.
- Holden, J., Grayson, R.P., Berdeni, D., Bird, S., Chapman, P.J., Edmondson, J.L., Firbank, L.G., Helgason, T., Hodson, M.E., Hunt, S.F.P., Jones, D.T., Lappage, M.G., Marshall-Harries, E., Nelson, M., Prendergast Miller, M., Shaw, H., Wade, R.N., Leake, J.R., 2019. The role of hedgerows in soil functioning within agricultural landscapes. *Agric., Ecosyst. Environ.* 273, 1-12.

- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Caillaud, M.A., Savini, I., Tibi, A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier
- Hu, Y.-L., Zeng, D.-H., Ma, X.-Q., Chang, S.X., 2016. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. *For. Ecol. Manage.* 362, 38-45
- Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Résumé de l'expertise scientifique collective. Inra - DEPE
- Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE), (france), p. 8 p.
- Jackson, R.B., Canadell, J., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D., 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108, 389-411.
- Jacobs, S.R., Webber, H., Niether, W., Grahmann, K., Lüttschwager, D., Schwartz, C., Breuer, L., Bellingrath-Kimura, S.D., 2022. Modification of the microclimate and water balance through the integration of trees into temperate cropping systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 323, 109065.
- Jacobs, A., RAUBER, R., LUDWIG, B., 2009. Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two Haplic Luvisols after 40 years. *Soil & tillage research* 102, 158-164.
- Jamagne, M., 1973. Contribution à l'étude pédogénétique des formations loessiques du Nord de la France. Université de Liège, p. 918
- Jansson, J.K., Hofmockel, K.S., 2020. Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology* 18, 35-46.
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000. THE VERTICAL DISTRIBUTION OF SOIL ORGANIC CARBON AND ITS RELATION TO CLIMATE AND VEGETATION. *Ecol. Appl.* 10, 423-436.
- Johnson MG, Tingey DT, Phillips DL, Storm MJ (2001) Advancing fine root research with minirhizotrons. *Environ Exp Bot* 45: 263-289 DOI: [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(01\)00077-6](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(01)00077-6).
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K., 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15, 79-86.
- Lavallee, J.M., Soong, J.L., Cotrufo, M.F., 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biol.* 26, 261-273.
- Lazzaro, L., Otto, S., Zanin, G., 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. *Agric., Ecosyst. Environ.* 123, 317-327.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software* 25, 1-18.
- Le Coeur, D., Baudry, J., Burel, F., 1997. Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. *Landscape Urban Plann.* 37, 57-71
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies.

- Legay N, Lavorel S, Baxendale C, Krainer U, Bahn M, Binet M-N, Cantarel AAM, Colace M-P, Foulquier A, Kastl E-M, Grigulis K, Mouhamadou B, Poly F, Pommier T, Schloter M, Clément J-C, Bardgett RD (2016) Influence of plant traits, soil microbial properties, and abiotic parameters on nitrogen turnover of grassland ecosystems. *Ecosphere* 7: e01448 DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1448>.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- Lemaire, G., Chapman, D., 1996. Tissue flows in grazed plant communities. Cab international.
- Lemaire, G., Gastal, F., Franzluebbers, A., Chabbi, A., 2015. Grassland–cropping rotations: an avenue for agricultural diversification to reconcile high production with environmental quality. *Environ. Manage.* 56, 1065-1077.
- Lesaint, L., Viaud, V., Menasseri-Aubry, S., 2023. Influence of soil properties and land use on organic carbon storage in agricultural soils near hedges. *Soil Use and Management*.
- Liang, X., Yuan, J., Yang, E., Meng, J., 2017. Responses of soil organic carbon decomposition and microbial community to the addition of plant residues with different C:N ratio. *European Journal of Soil Biology* 82, 50-55.
- Link, C.M., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Isaac, M.E., 2015. Determining tree water acquisition zones with stable isotopes in a temperate tree-based intercropping system. *Agroforestry Systems* 89, 611-620.
- Lorenz, K., Lal, R., 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34, 443-454.
- Luo Y, Wang X, Cui M, Wang J, Gao Y (2021) Mowing increases fine root production and root turnover in an artificially restored Songnen grassland. *Plant Soil* 465: 549-561 DOI: 10.1007/s11104-021-05017-5.
- Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agric., Ecosyst. Environ.* 139, 224-231.
- Ma, Z., Chen, H.Y.H., Bork, E.W., Carlyle, C.N., Chang, S.X., 2020. Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis. *Global Ecol. Biogeogr.* 29, 1817-1828.
- Marsden, C., Martin-Chave, A., Cortet, J., Hedde, M., Capowiez, Y., 2020. How agroforestry systems influence soil fauna and their functions - a review. *Plant Soil* 453, 29-44.
- Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences* 8, 1053-1065.
- Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hubner, R., Cardinael, R., Kuhnel, A., Kogel-Knabner, I., 2022. Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems - A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 323, 11.
- Mclvor, I.R., Douglas, G.B., Benavides, R., 2009. Coarse root growth of Veronese poplar trees varies with position on an erodible slope in New Zealand. *Agroforestry Systems* 76, 251-264.

- Meersmans, J., Martin, M.P., Lacerce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N.P.A., Bispo, A., Arrouays, D., 2012. A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 841-851.
- Menichetti, L., Ekblad, A., Kätterer, T., 2015. Contribution of roots and amendments to soil carbon accumulation within the soil profile in a long-term field experiment in Sweden. *Agric., Ecosyst. Environ.* 200, 79-87.
- Merino, C., Nannipieri, P., Matus, F., 2015. Soil carbon controlled by plant, microorganism and mineralogy interactions. *Journal of soil science and plant nutrition* 15, 321-332.
- Messerschmidt, T.C., Langston, A.K., Kirwan, M.L., 2021. Asymmetric root distributions reveal press–pulse responses in retreating coastal forests. *Ecology* 102, e03468.
- Mohr D, Topp W (2005) Hazel improves soil quality of sloping oak stands in a German low mountain range. *Annals of forest science* 62: 23-29.
- Mokany K, Raison RJ, Prokushkin AS (2006) Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biol* 12: 84-96 DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>.
- Morales Ruiz DE, Aryal DR, Pinto Ruiz R, Guevara Hernández F, Casanova Lugo F, Villanueva López G (2021) Carbon contents and fine root production in tropical silvopastoral systems. *Land Degradation & Development* 32: 738-756 DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3761>.
- Moreno, G., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., de Jalón, S.G., Hartel, T., Mirck, J., Pantera, A., Palma, J.H.N., Paulo, J.A., Re, G.A., Sanna, F., Thenail, C., Varga, A., Viaud, V., Burgess, P.J., 2018. Agroforestry systems of high nature and cultural value in Europe: provision of commercial goods and other ecosystem services. *Agroforestry Systems* 92, 877-891.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59-86.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, M.d.l.A.e.d., 2021. Instruction technique DGPE/SDPE/2021- 168.
- Montagnini, F., Nair, P.R., 2004. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *New Vistas in Agroforestry: A Compendium for 1st World Congress of Agroforestry, 2004*. Springer, pp. 281-295.
- Mueller KE, Tilman D, Fornara DA, Hobbie SE (2013) Root depth distribution and the diversity–productivity relationship in a long-term grassland experiment. *Ecology* 94: 787-793 DOI: <https://doi.org/10.1890/12-1399.1>.
- Mulia, R., Dupraz, C., 2006. Unusual Fine Root Distributions of Two Deciduous Tree Species in Southern France: What Consequences for Modelling of Tree Root Dynamics? *Plant Soil* 281, 71-85.
- Nair, P.R., Kumar, B.M., Nair, V.D., 2021. An introduction to agroforestry: four decades of scientific developments. Springer.

- Oburger E, Jones DL (2018) Sampling root exudates – Mission impossible? *Rhizosphere* 6: 116-133 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2018.06.004>.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., Gordon, A.M., 2004. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agric., Ecosyst. Environ.* 104, 359-377.
- PAC, 2023. Plan stratégique National de la PAC 2023-2027.
- Panchal, P., Preece, C., Peñuelas, J., Giri, J., 2022. Soil carbon sequestration by root exudates. *Trends Plant Sci.* 27, 749-757.
- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., Verheyen, K., 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agric., Ecosyst. Environ.* 247, 98-111.
- Paulsen, H.-M., Bauer, B., 2009. Soil organic carbon stocks in hedge-banks as agricultural marginal areas. *Ressortforschung für den ökologischen Landbau 2008. Johann Heinrich von Thünen-Institut-Bundesforschungsinstitut für Ländliche ...*, pp. 73-80.
- Paustian, K., Parton, W.J., Persson, J., 1992. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 476-488
- Pavlidis, G., Tsihrintzis, V.A., 2018. Environmental benefits and control of pollution to surface water and groundwater by agroforestry systems: a review. *Water Resour. Manage.* 32, 1-29.
- Peek MS, Leffler AJ, Hipps L, Ivans S, Ryel RJ, Caldwell MM (2006) Root turnover and relocation in the soil profile in response to seasonal soil water variation in a natural stand of Utah juniper (*Juniperus osteosperma*). *Tree Physiology* 26: 1469-1476 DOI: 10.1093/treephys/26.11.1469.
- Peichl, M., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Huss, J., Abohassan, R.A., 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. *Agroforestry systems* 66, 243-257.
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Daroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri-Aubry, S., Meziere, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Therond, O., Viaud, V., Gâteau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Rechauchère, O., 2020. Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Rapport scientifique de l'étude. Étude réalisée pour l'ADEME et le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation. INRA, p. 528.
- Plante, A.F., Conant, R.T., Stewart, C.E., Paustian, K., Six, J., 2006. Impact of Soil Texture on the Distribution of Soil Organic Matter in Physical and Chemical Fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 287-296.
- Poeplau, C., Don, A., Schneider, F., 2021. Roots are key to increasing the mean residence time of organic carbon entering temperate agricultural soils. *Global Change Biol.* 27, 4921-4934.
- Pointereau, P., Coulon, F., 2005. La haie en France et en Europe : Evolution ou régression, au travers des politiques agricoles.

- Poirier, V., Roumet, C., Munson, A.D., 2018. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biol. Biochem.* 120, 246-259.
- Powlson, D.S., Riche, A.B., Coleman, K., Glendining, M.J., Whitmore, A.P., 2008. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Waste Manage.* 28, 741-746.
- Rama, H.O., Roberts, D., Tignor, M., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., Rama, B., Ayanlade, S., 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- Rasse DP, Rumpel C, Dignac M-F (2005) Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269: 341-356 DOI: 10.1007/s11104-004-0907-y.
- Rowley, M.C., Grand, S., Verrecchia, É.P., 2018. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry* 137, 27-49.
- Sainju, U.M., Good, R.E., 1993. Vertical root distribution in relation to soil properties in New Jersey Pinelands forests. *Plant Soil* 150, 87-97.
- Scarlat, N., Martinov, M., Dallemand, J.-F., 2010. Assessment of the availability of agricultural crop residues in the European Union: Potential and limitations for bioenergy use. *Waste Manage.* 30, 1889-1897.
- Scharlemann, J.P.W., Tanner, E.V.J., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5, 81-91.
- Schimel, J.P., 2018. Life in dry soils: effects of drought on soil microbial communities and processes. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 49, 409-432.
- Schweizer, S.A., Mueller, C.W., Höschel, C., Ivanov, P., Kögel-Knabner, I., 2021. The role of clay content and mineral surface area for soil organic carbon storage in an arable toposequence. *Biogeochemistry* 156, 401-420.
- Seitz, B., Carrard, E., Burgos, S., Tatti, D., Herzog, F., Jäger, M., Sereke, F., 2017. Augmentation des stocks d'humus dans un système agroforestier de sept ans en Suisse centrale. *Agrar. Schweiz* 8, 318-323.
- Shi, L., Feng, W., Xu, J., Kuzyakov, Y., 2018. Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation & Development* 29, 3886-3897.
- Siegwart, 2023. Contribution des racines aux stocks de carbone dans le profil de sol de deux systèmes agroforestiers contrastés : distribution, décomposition et impact sur la minéralisation de carbone et des nutriments.
- Siegwart, L., Jourdan, C., Piton, G., Sugihara, S., Van den Meersche, K., Bertrand, I., 2023. Root distribution and properties of a young alley-cropping system: effects on soil carbon storage and microbial activity. *Plant Soil* 482, 601-625.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241, 155-176.





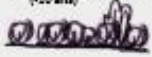



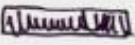







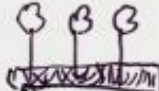
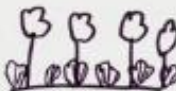







- Sokol, N.W., Whalen, E.D., Jilling, A., Kallenbach, C., Pett-Ridge, J., Georgiou, K., 2022. Global distribution, formation and fate of mineral-associated soil organic matter under a changing climate: A trait-based perspective. *Funct. Ecol.* 36, 1411-1429.
- Soussana, J.-F., Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agric., Ecosyst. Environ.* 190, 9-17.
- Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F., Six, J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86, 19-31.
- Team, R.C., 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Thiel, B., Smukler, S., Krzic, M., Gergel, S., Terpsma, C., 2015. Using hedgerow biodiversity to enhance the carbon storage of farmland in the Fraser River delta of British Columbia. *Journal of Soil and Water Conservation* 70, 247-256.
- Thomas, Z., Ghazavi, R., Merot, P., Granier, A., 2012. Modelling and observation of hedgerow transpiration effect on water balance components at the hillslope scale in Brittany. *Hydrological Processes* 26, 4001-4014.
- Tipping, E., Somerville, C.J., Luster, J., 2016. The C:N:P:S stoichiometry of soil organic matter. *Biogeochemistry* 130, 117-131.
- Torquebiau, E.F., 2000. A renewed perspective on agroforestry concepts and classification. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 323, 1009-1017.
- Turmel, M.-S., Speratti, A., Baudron, F., Verhulst, N., Govaerts, B., 2015. Crop residue management and soil health: A systems analysis. *Agricultural Systems* 134, 6-16.
- Uddin, M.K., 2017. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chem. Eng. J.* 308, 438-462.
- Upton, M.A., Burgess, P.J., Morison, J.I.L., 2016. Soil carbon changes after establishing woodland and agroforestry trees in a grazed pasture. *Geoderma* 283, 10-20.
- Upton, M.A., Burgess, P.J., 2013. Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. *Plant Soil* 373, 43-58.
- Uselman, S.M., Qualls, R.G., Lilienfein, J., 2007. Contribution of Root vs. Leaf Litter to Dissolved Organic Carbon Leaching through Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1555-1563.
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanneste, T., Vos, F., Verheyen, K., 2021. Soil carbon of hedgerows and 'ghost' hedgerows. *Agroforestry Systems* 95, 1-17.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Ampoorter, E., Broekx, S., Pardon, P., Van Waes, C., Verheyen, K., 2018. Monitoring the Impact of Hedgerows and Grass Strips on the Performance of Multiple Ecosystem Service Indicators. *Environ. Manage.* 62, 241-259.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., De Frenne, P., Nelissen, V., Pardon, P., Verheyen, K., 2017. Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agric., Ecosyst. Environ.* 244, 32-51.

- Vandermeulen, S., Ramírez-Restrepo, C.A., Beckers, Y., Claessens, H., Bindelle, J., 2018. Agroforestry for ruminants: a review of trees and shrubs as fodder in silvopastoral temperate and tropical production systems. *Animal Production Science* 58, 767-777.
- Vertès F, Mary B (2007) Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland. *Organic Matter Symposium*, pp 17-19
- Viaud, V., Kunnemann, T., 2021. Additional soil organic carbon stocks in hedgerows in crop-livestock areas of western France. *Agric., Ecosyst. Environ.* 305.
- Viaud, V., Lesaint, L., Coulon, F., Betolaud, S., Nevoux, L., Cannone, D., Moret, C., 2022. Evaluation des stocks et des flux de biomasse et carbone des haies, tests métrologiques et premières références dans 4 régions en France. ADEME, p. 64.
- Villarino, S.H., Pinto, P., Jackson, R.B., Piñeiro, G., 2021. Plant rhizodeposition: A key factor for soil organic matter formation in stable fractions. *Science Advances* 7, eabd3176.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17-26.
- Walter, C., Merot, P., Layer, B., Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management* 19, 201-207.
- Weidhuner, A., Hanauer, A., Krausz, R., Crittenden, S.J., Gage, K., Sadeghpour, A., 2021. Tillage impacts on soil aggregation and aggregate-associated carbon and nitrogen after 49 years. *Soil and Tillage Research* 208, 104878.
- Wendt, J.W., Hauser, S., 2013. An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 58-65.
- Weninger, T., Scheper, S., Lackóová, L., Kitzler, B., Gartner, K., King, N.W., Cornelis, W., Strauss, P., Michel, K., 2021. Ecosystem services of tree windbreaks in rural landscapes—a systematic review. *Environmental Research Letters* 16, 103002.
- Wenneker, M., Van de Zande, J., 2008. Spray drift reducing effects of natural windbreaks in orchard spraying. *Aspects of Applied Biology* 84, 25.
- Wenzel, W.W., Philipsen, F.N., Herold, L., Kingsland-Mengi, A., Laux, M., Golestanifard, A., Strobel, B.W., Duboc, O., 2023. Carbon sequestration potential and fractionation in soils after conversion of cultivated land to hedgerows. *Geoderma* 435, 116501.
- Whalley WR, Riseley B, Leeds-Harrison PB, Bird NR, Leech PK, Adderley WP (2005) Structural differences between bulk and rhizosphere soil. *Eur J Soil Sci* 56: 353-360.
- Wickham, H., 2016. Data Analysis. In: Wickham, H. (Ed.), *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer International Publishing, Cham, pp. 189-201.
- Winans, K.S., Whalen, J.K., Rivest, D., Cogliastro, A., Bradley, R.L., 2016. Carbon sequestration and carbon markets for tree-based intercropping systems in Southern Quebec, Canada. *Atmosphere* 7, 17.

- Zaehle, S., 2013. Terrestrial nitrogen-carbon cycle interactions at the global scale. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368, 20130125.
- Zhou, J., Wen, Y., Shi, L., Marshall, M.R., Kuzyakov, Y., Blagodatskaya, E., Zang, H., 2021. Strong priming of soil organic matter induced by frequent input of labile carbon. *Soil Biol. Biochem.* 152, 108069.
- Zhu, K., Ran, H., Wang, F., Ye, X., Niu, L., Schulin, R., Wang, G., 2022. Conservation tillage facilitated soil carbon sequestration through diversified carbon conversions. *Agric., Ecosyst. Environ.* 337, 108080.
- Zomer, R.J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., van Noordwijk, M., Wang, M., 2016. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Sci Rep* 6, 29987.
- Zribi L, Chaar H, Khaldi A, Henchi B, Mouillot F, Gharbi F (2016) Estimate of biomass and carbon pools in disturbed and undisturbed oak forests in Tunisia. *Forest Systems* 25: e060 DOI: 10.5424/fs/2016252-08062.

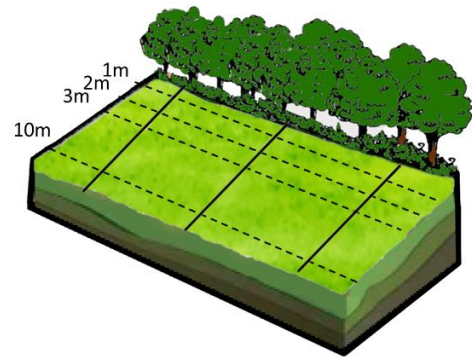
Annexes

Annexe 1. Référentiel national de typologie des haies (AFAC agroforesterie)

<p style="text-align: center;">Typologie des haies en France suivant les modalités de gestion pour un renouvellement des haies</p>				 haut jet	 côpée
Haie en devenir	<p>1 • haie résiduelle</p>  <p>p.17</p>	<p>2 • haie de colonisation</p>  <p>p.17</p>	<p>3 • jeune haie plantée (<20 ans)</p>  <p>p.18</p>		
Taillis simple	<p>4 • côpées d'arbustes</p>  <p>p.22</p>	<p>5 • côpées d'arbres</p>  <p>p.22</p>	<p>6 • taillis foresté de hêtres</p>  <p>p.22</p>		
Taillis mixte	<p>7 • côpées d'arbres et d'arbustes taillées sur les trois faces</p>  <p>p.40</p>	<p>8 • côpées d'arbres et d'arbustes</p>  <p>p.40</p>			
Futaie régulière	<p>9 • haute jets du même âge</p>  <p>p.50</p>	<p>10 • alignement d'arbres émondés</p>  <p>p.52</p>	<p>11 • alignement de têtards</p>  <p>p.55</p>		
Futaie irrégulière	<p>12 • haute jets d'âges différents</p>  <p>p.70</p>	<p>13 • haute jets avec têtards</p>  <p>p.80</p>	<p>14 • haute jets avec arbres émondés</p>  <p>p.81</p>		
Taillis sous futaie	<p>15 • haute jets avec côpées d'arbustes taillées sur les trois faces</p>  <p>p.82</p>	<p>16 • haute jets avec côpées d'arbustes</p>  <p>p.86</p>	<p>17 • haute jets avec côpées d'arbres</p>  <p>p.92</p>	<p>18 • haute jets avec côpées d'arbres et d'arbustes</p>  <p>p.98</p>	
	<p>19 • têtards avec côpées d'arbustes taillées sur les trois faces</p>  <p>p.100</p>	<p>20 • têtards et côpées d'arbustes</p>  <p>p.102</p>	<p>21 • têtards et côpées d'arbres</p>  <p>p.104</p>	<p>22 • haute jets avec têtards et côpées d'arbres et d'arbustes</p>  <p>p.108</p>	<p>23 • haute jets avec arbres émondés et côpées d'arbres et d'arbustes</p>  <p>p.108</p>

Description du site d'étude :

Haie NO1, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = non atteinte, 10 m = 60 cm

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol: 1,92 m

Essences principales : Noisetier/Prunellier

Biomasse aérienne estimée : 6 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

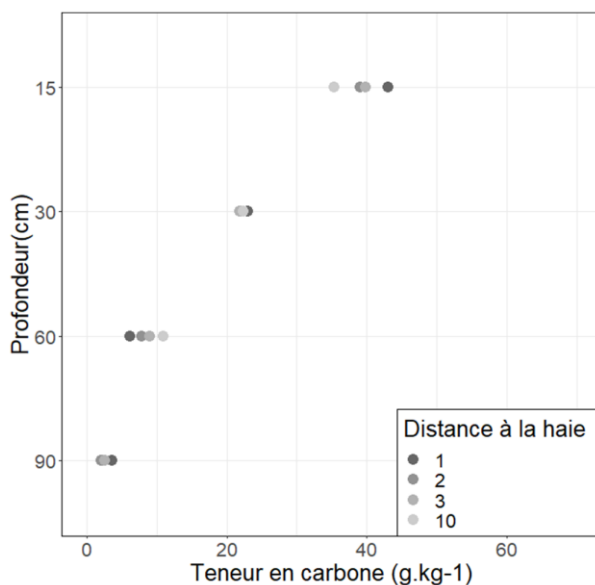
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

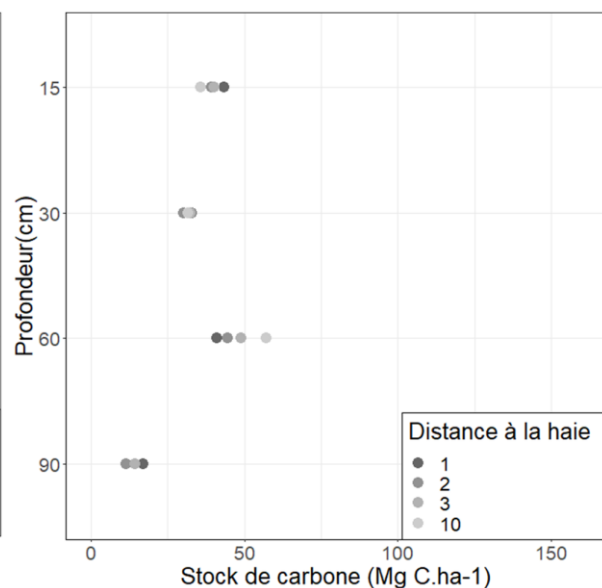
Pâturage : 2 passages/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

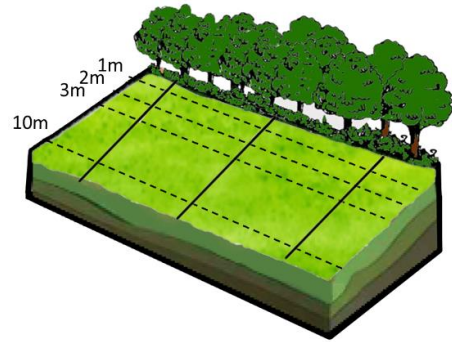


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO2, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 65 cm, 10 m = 85 cm

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres Largeur moyenne au sol: 2,15 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 26,7 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

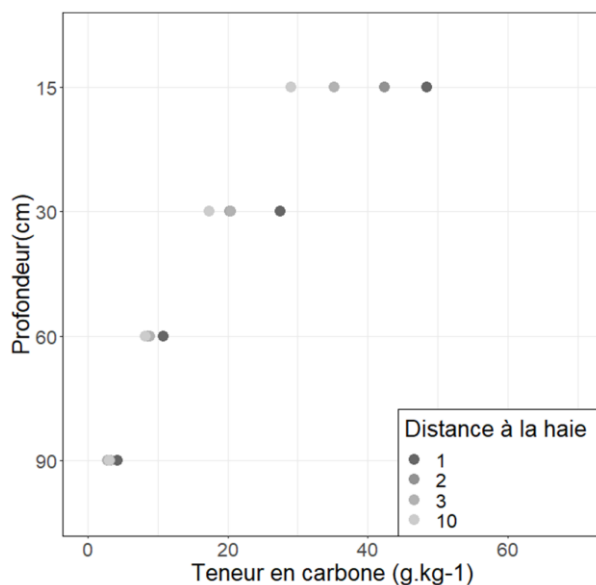
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Compost bovin

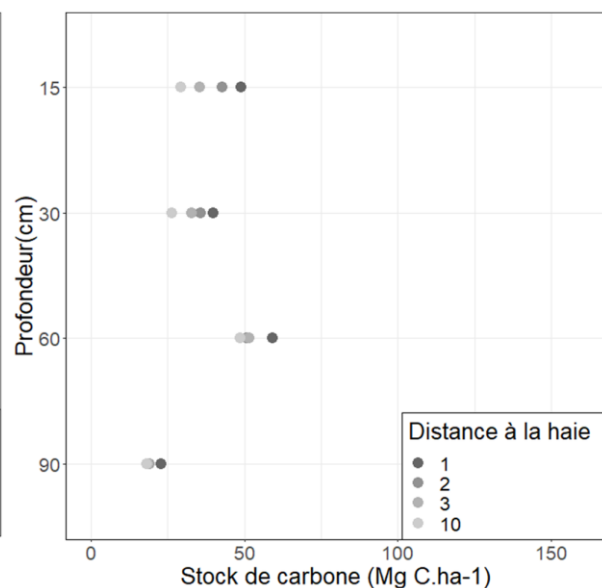
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Nord

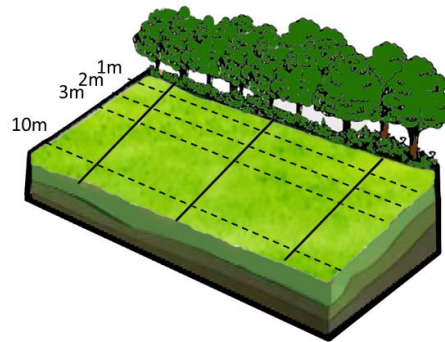
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie NO2, parcelle adjacente 2

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol
 Granulométrie : Limon fin
 Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte
 Présence de CaCO₃ : Non

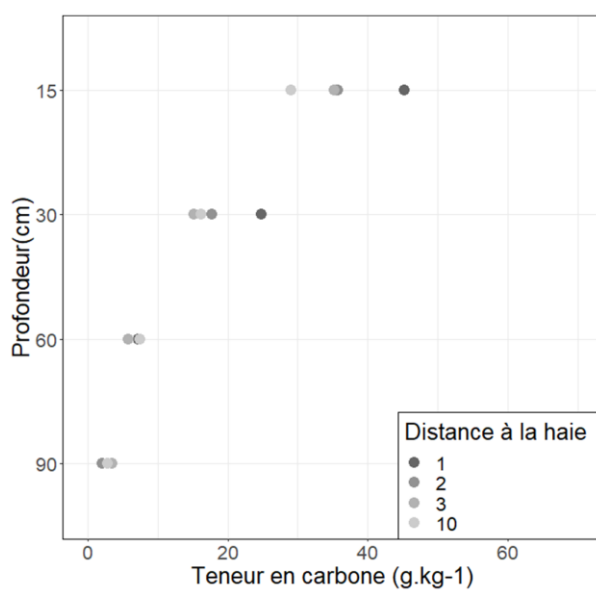
Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres
 Largeur moyenne au sol : 2,15 m
 Essences principales : Chêne/Noisetier
 Biomasse aérienne estimée : 26,7 t / 100m de haie
 Orientation : Est - Ouest

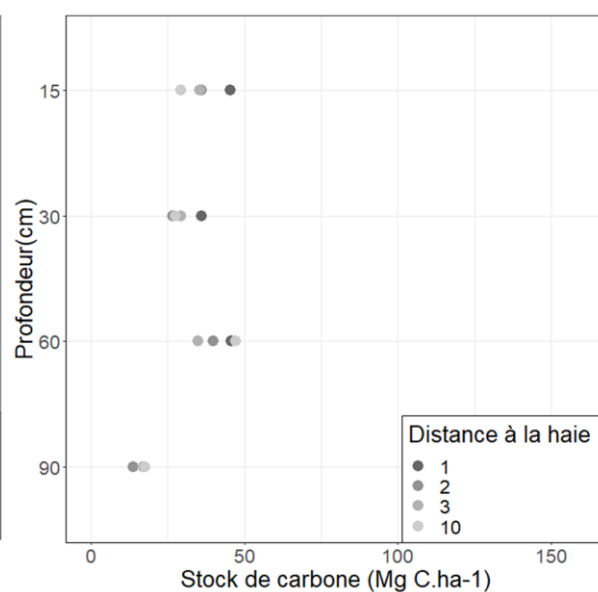
Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente
 Présence de bande enherbée : Non
 Pâturage : 4 passages/an
 Fertilisation : Compost bovin
 Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

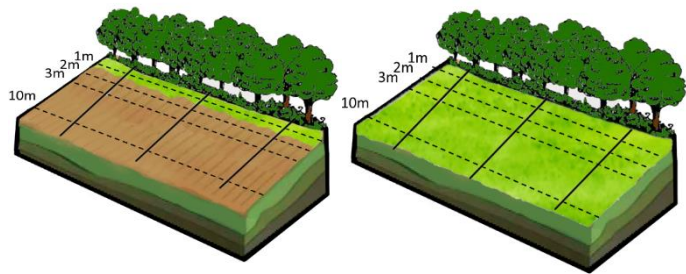


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO3, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argilo-sableux

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres Largeur moyenne au sol : 0,62 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 19,9 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de 3 ans de triticales et 5 ans de prairies temporaires

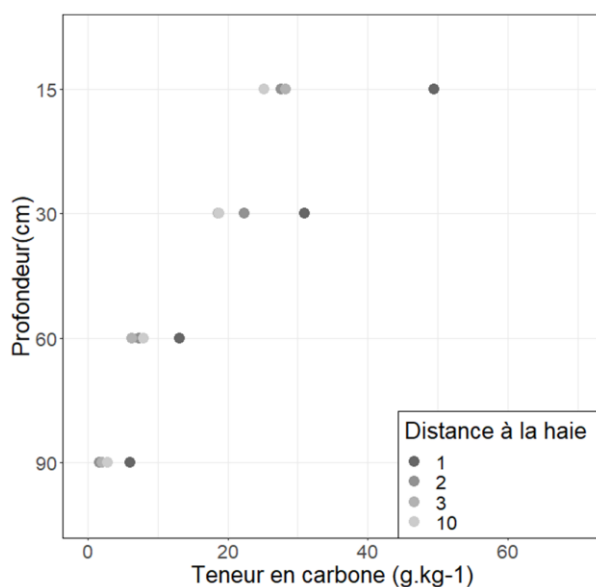
Présence de bande enherbée : Oui

Fertilisation : Fumier bovin/porcin

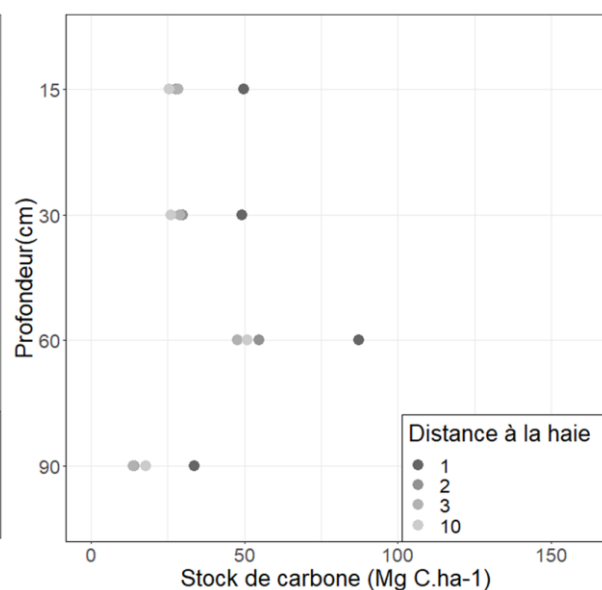
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Ouest

Teneurs en Carbone du site

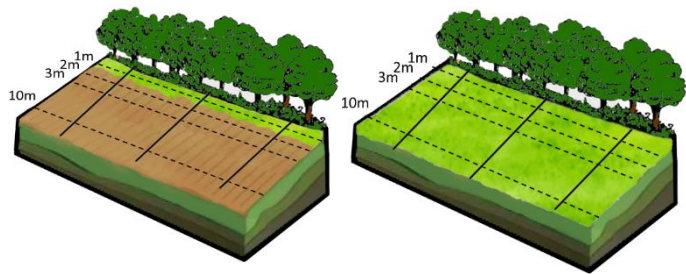


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO3, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argilo-sableux

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres Largeur moyenne au sol : 0,62 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 19,9 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de 3 ans de triticales et 5 ans de prairies temporaires

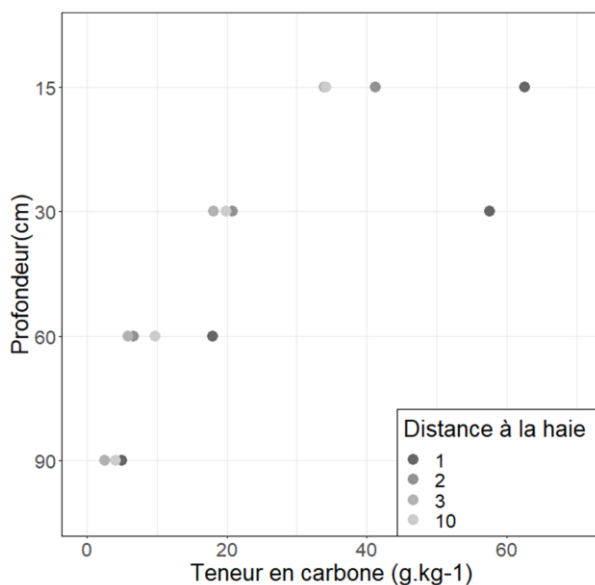
Présence de bande enherbée : Oui

Fertilisation : Fumier bovin/porcin

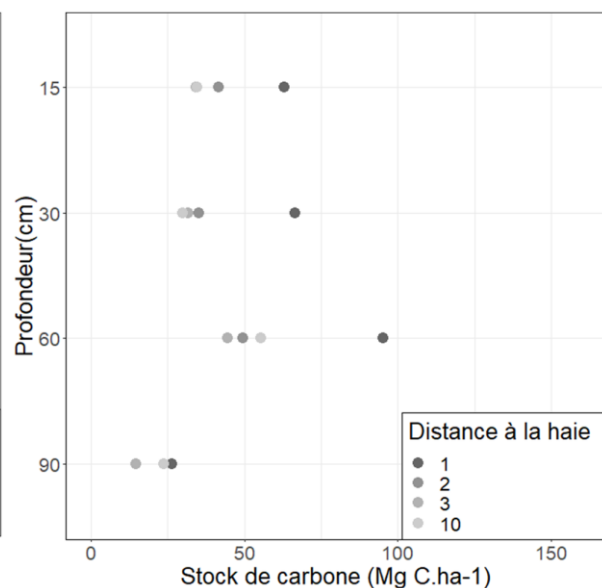
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Est

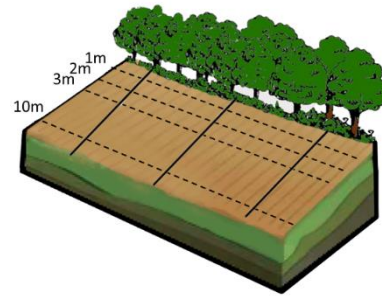
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie NO4, parcelle adjacente 1

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 32 cm, 10 m = 70 cm

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : 1,18 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 23,2 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de maïs et de blé (+ interculture)

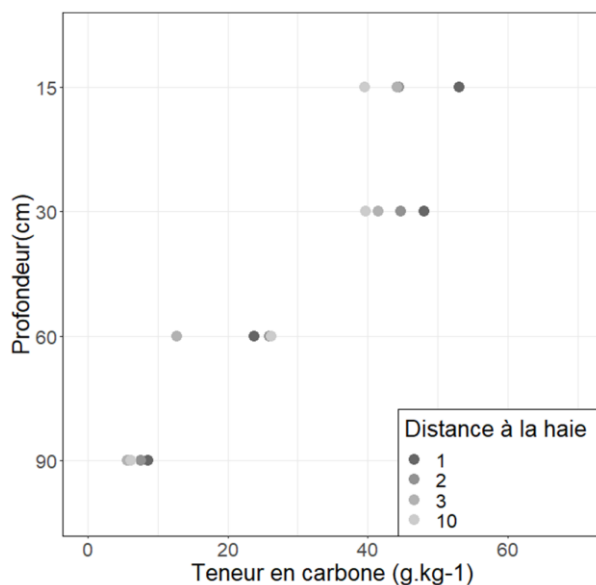
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

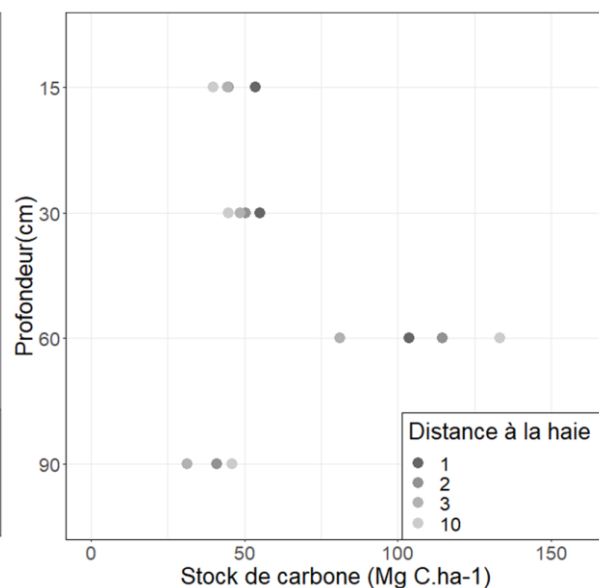
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

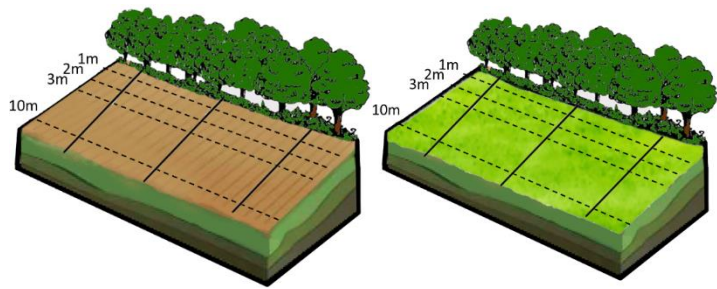


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO4, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = non atteinte, 10 m = 75 cm

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres Largeur moyenne au sol : 1,18 m

Essences principales : Chêne /Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 23,2 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de 3 ans de maïs et 2 ans de prairies temporaires

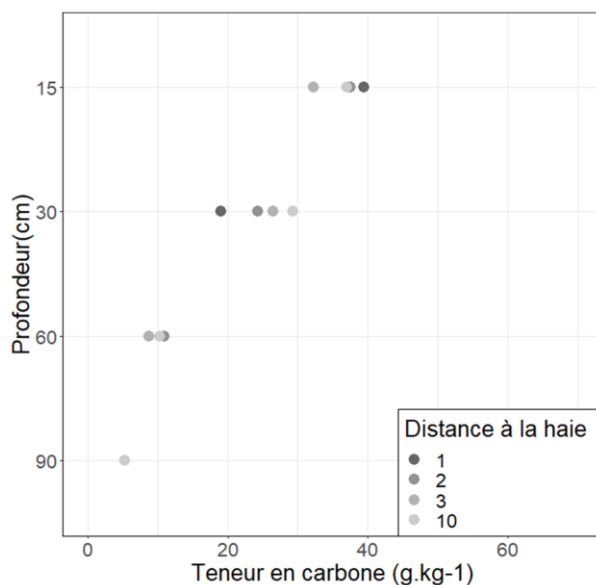
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier/Lisier bovin

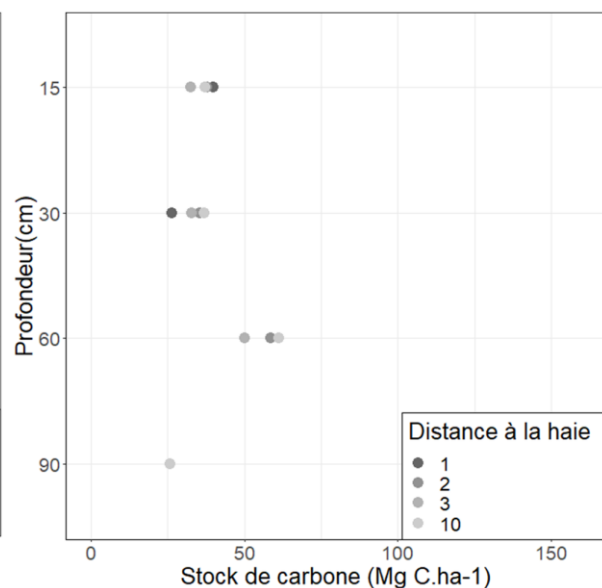
Pâturage : 1 passage/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

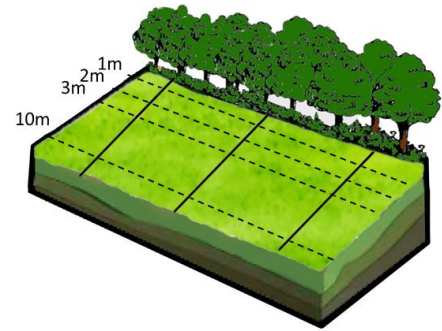


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO5, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 12,7 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

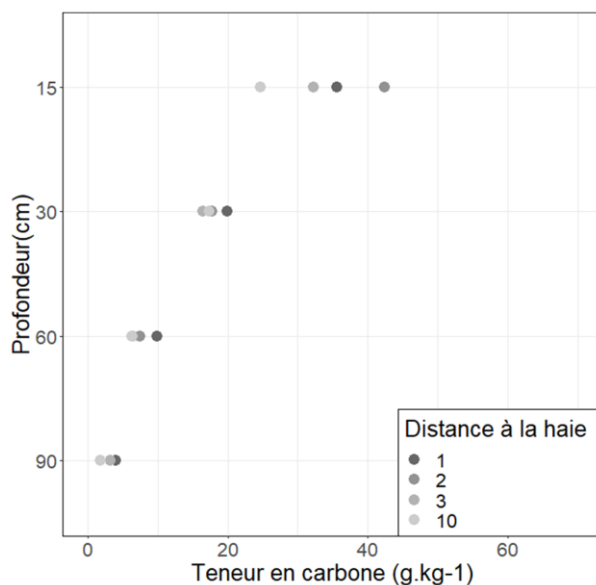
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

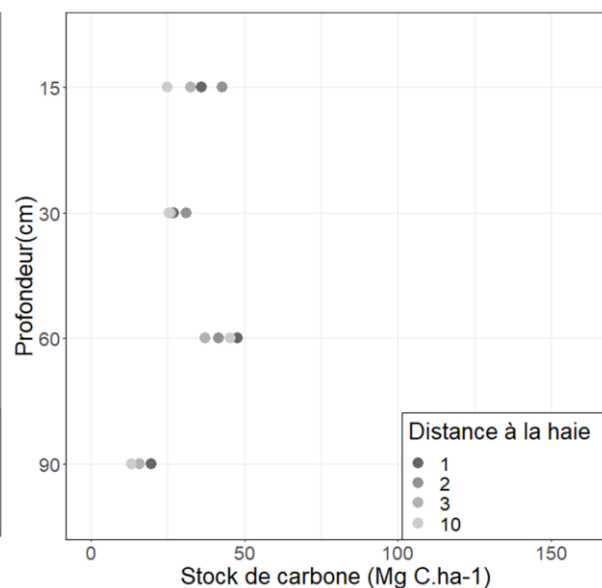
Pâturage : Non

Exposition : Nord

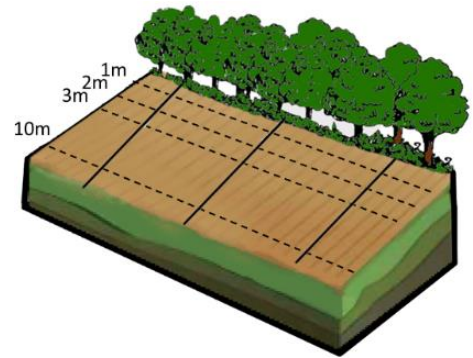
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie NO6, parcelle adjacente 1

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 70 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres Largeur moyenne au sol : 1,2 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 16,5 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de maïs

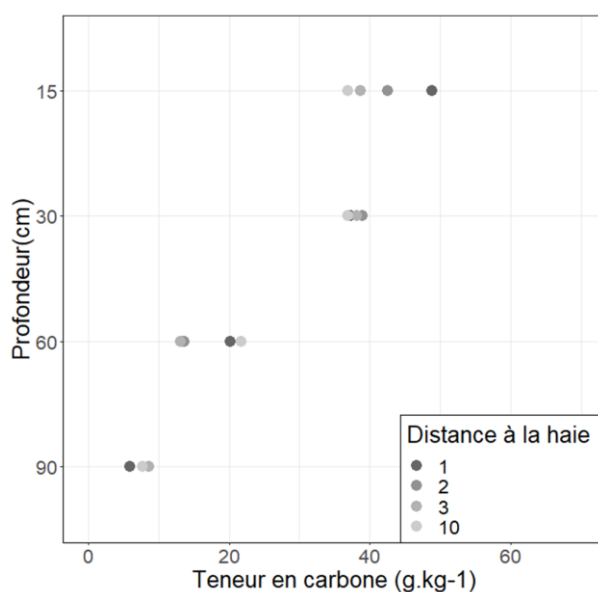
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

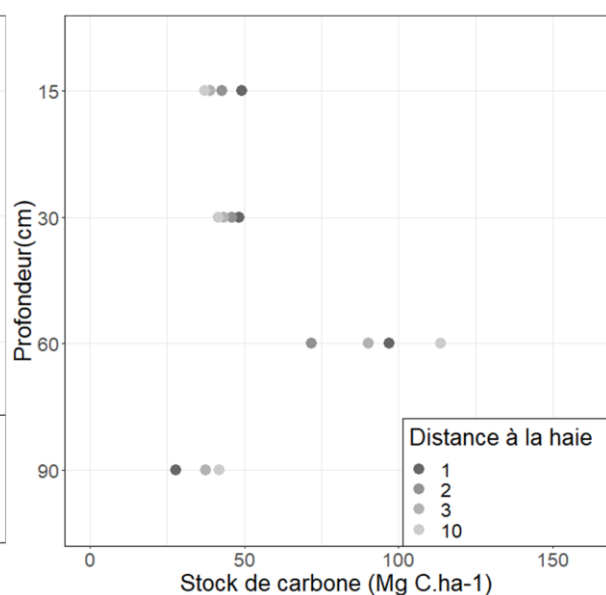
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

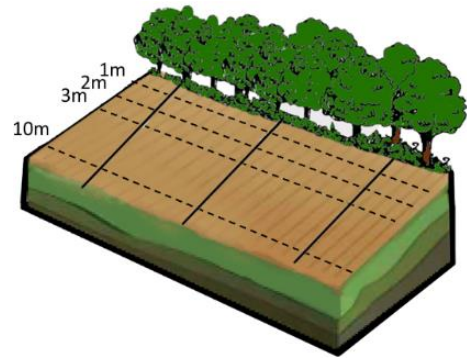


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO6, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 67 cm, 10 m = 80 cm

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : 1,2 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 16,5 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de maïs

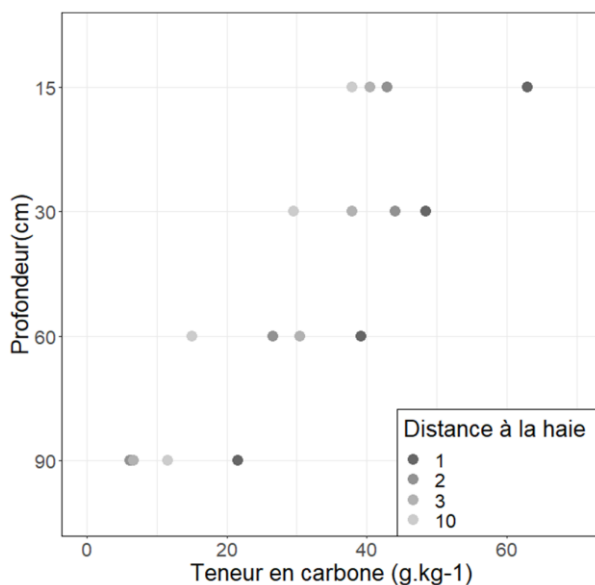
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

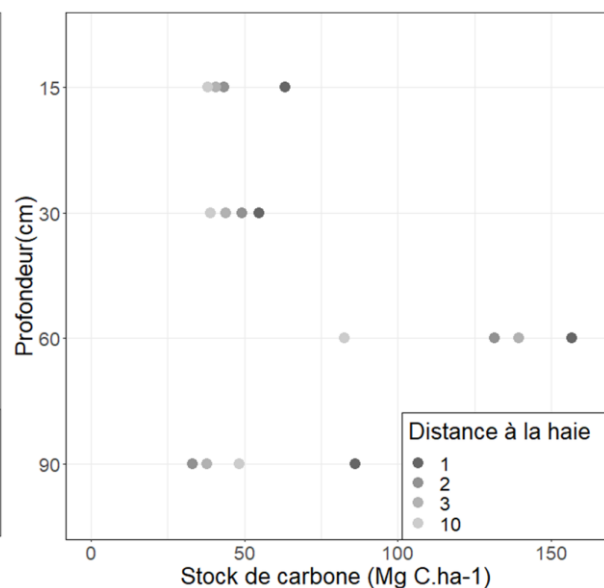
Pâturage : Non

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

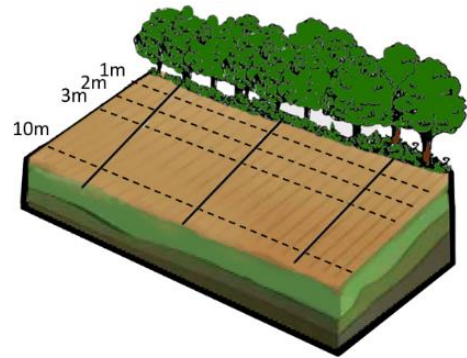


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO7, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 60 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : 1,19 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 15,6 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation colza, orge/pois (+ interculture), maïs, blé/féverole (+ interculture), maïs

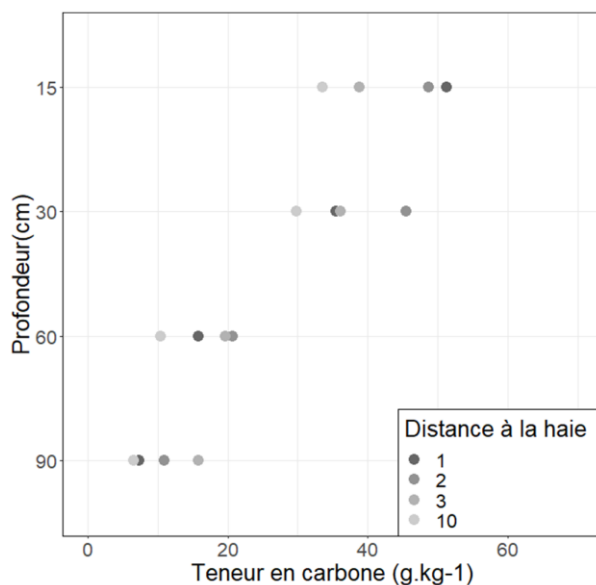
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin et fiente volaille

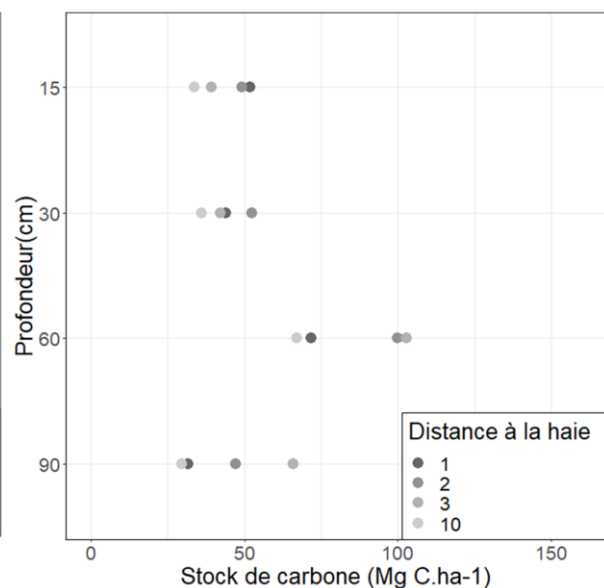
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

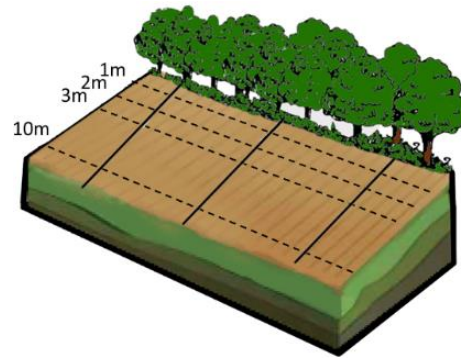


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO7, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 80 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : 1,19 m

Essences principales : Chêne /Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 15,6 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation colza, orge/pois (+ interculture), maïs, blé/féverole (+ interculture), maïs

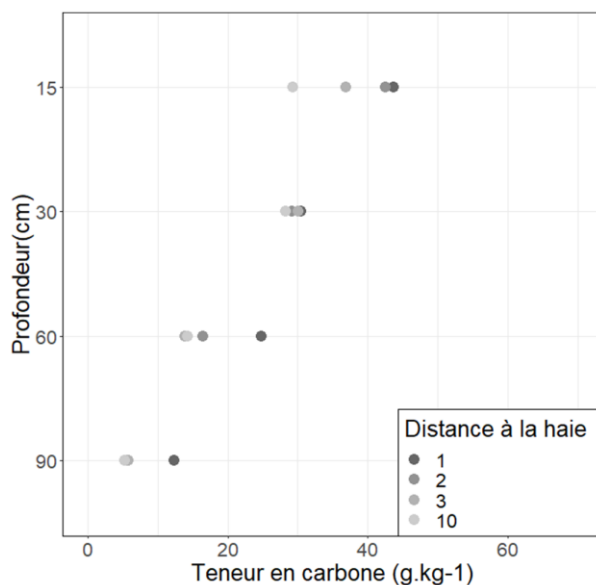
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin et fiente volaille

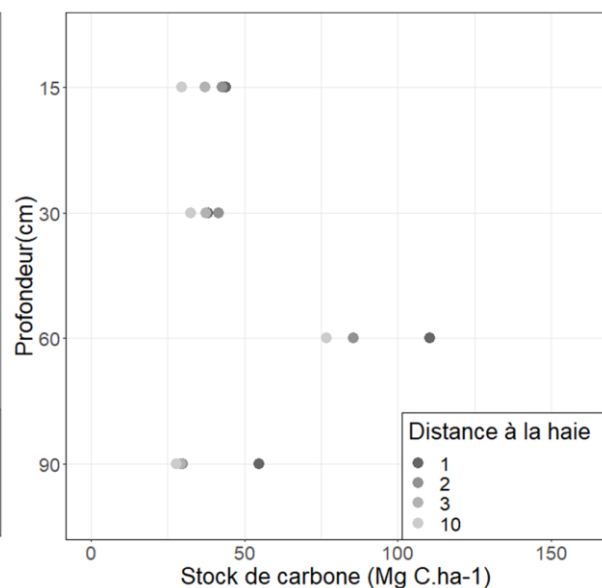
Pâturage : Non

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

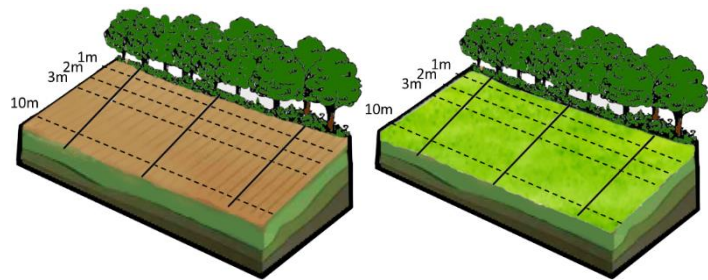


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO8, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 85 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : 0,96 m

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 16 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation 3 ans de maïs, 1 an de blé et 1 an de prairie temporaire

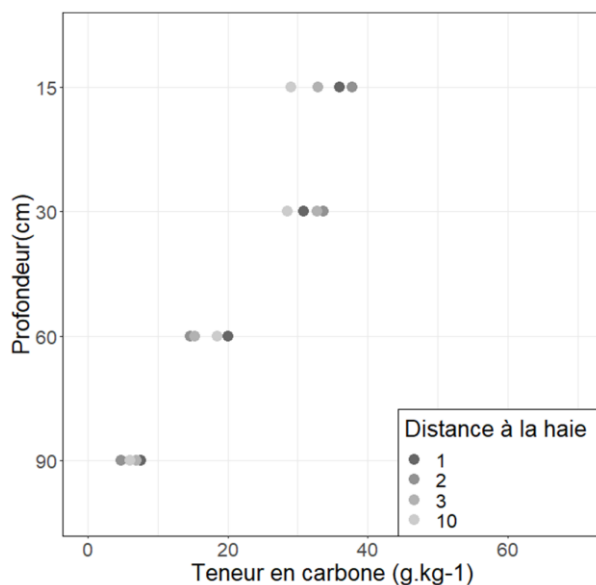
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier/Lisier bovin

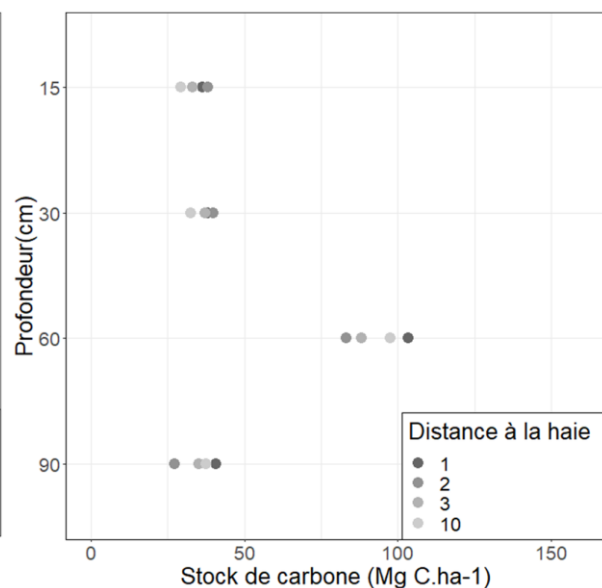
Pâturage : 5 passages/an

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

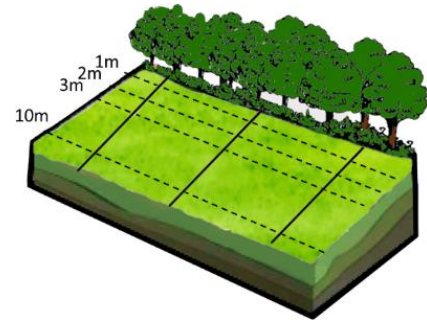


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO8, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol
 Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte
 Granulométrie : Limon
 Présence de CaCO₃ : Non

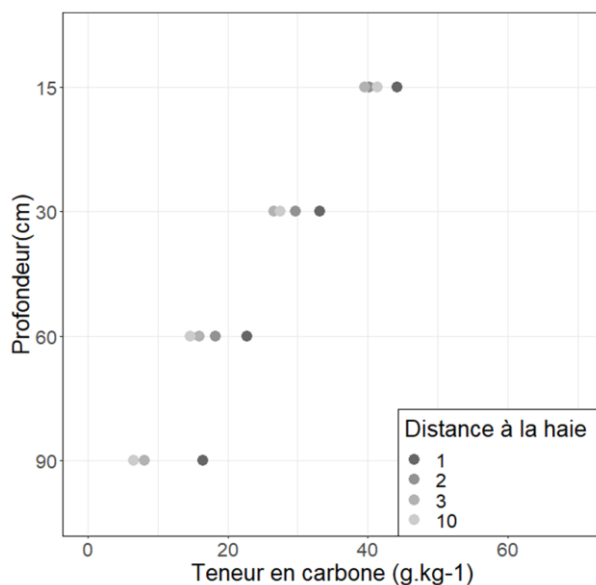
Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres
 Largeur moyenne au sol : 0,96 m
 Essences principales : Chêne/Noisetier
 Biomasse aérienne estimée : 16 t / 100m de haie
 Orientation : Est - Ouest

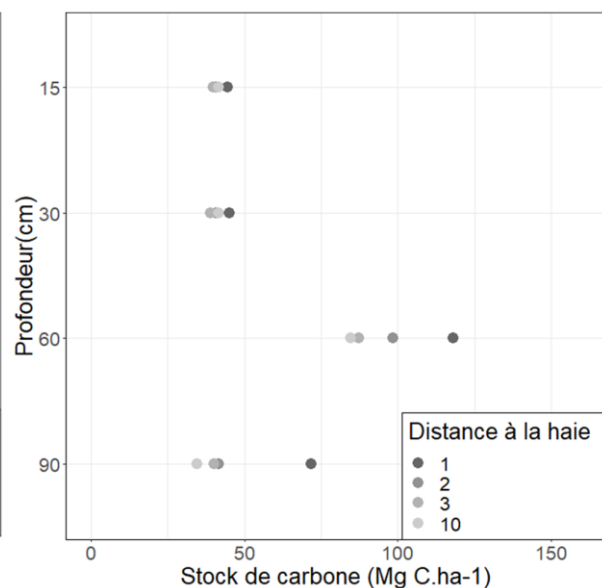
Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente
 Présence de bande enherbée : Non
 Fertilisation : Fumier/Lisier bovin
 Pâturage : 5 passages/an
 Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

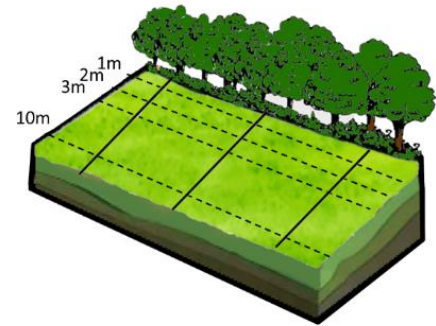


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO9, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 50 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : 0,74 m

Essences principales : Noisetier
haie

Biomasse aérienne estimée : 14,2 t / 100m de haie

Orientation : Nord/Est – Sud/Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

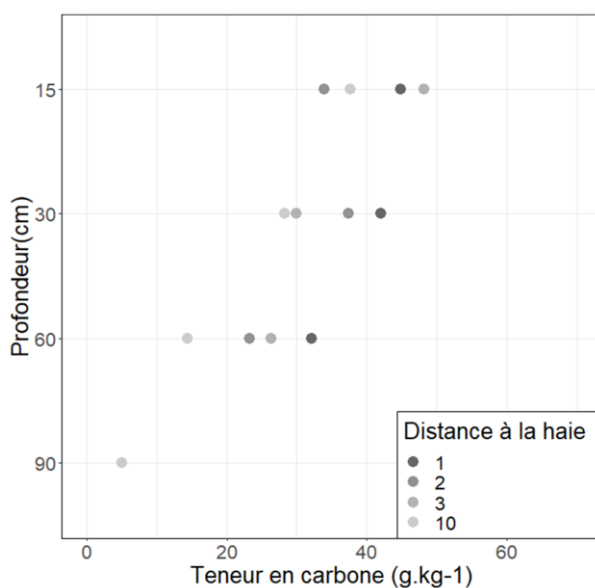
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Lisier Bovin

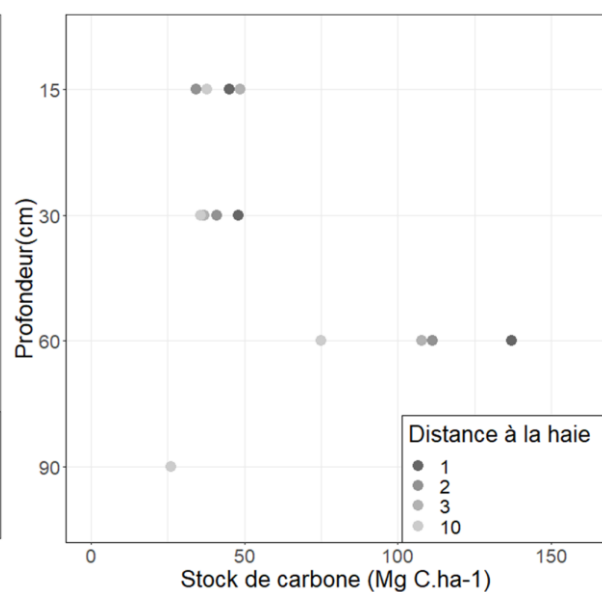
Pâturage : 7 passages/an

Exposition : Nord/Ouest

Teneurs en Carbone du site

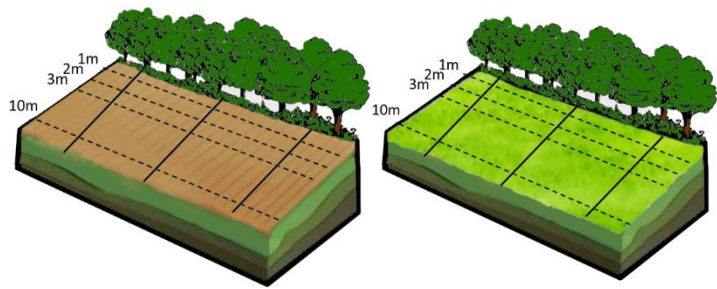


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie NO10, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO_3 : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Hauts jets avec cépée d'arbres

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : 18 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation 1 an d'épeautre et 4 ans de prairies temporaires

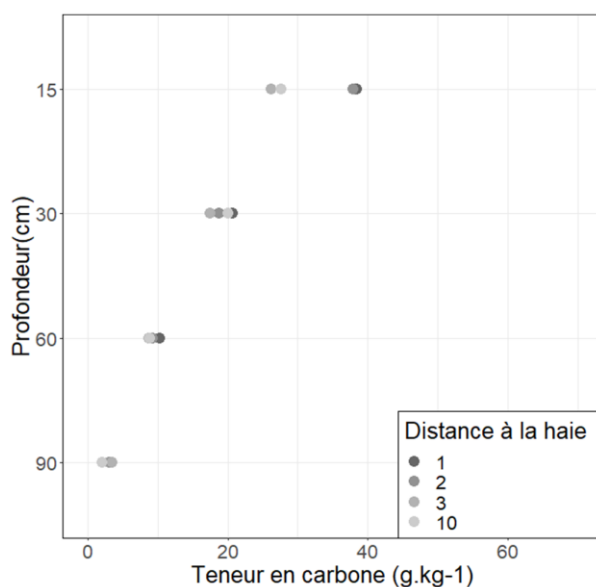
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

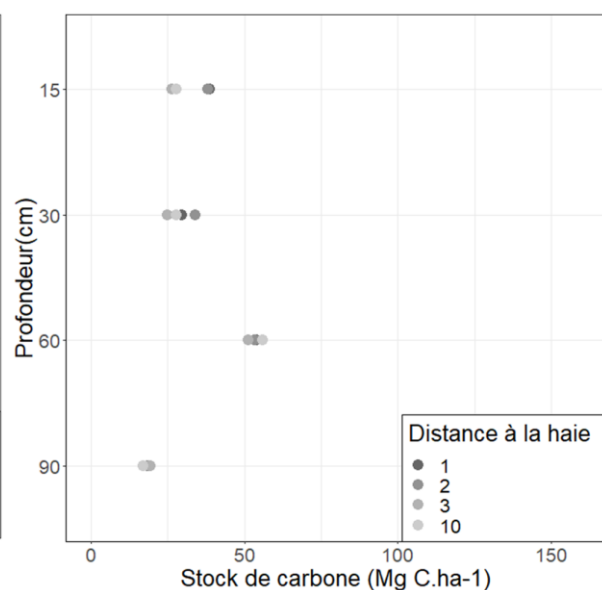
Pâturage : Non

Exposition : Ouest

Teneurs en Carbone du site

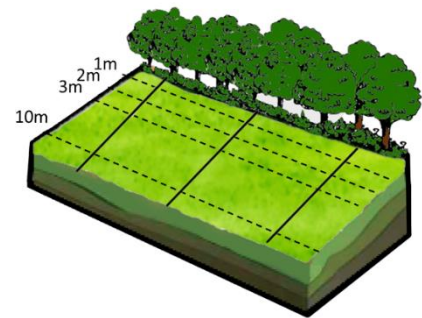


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU1, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon sableux

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

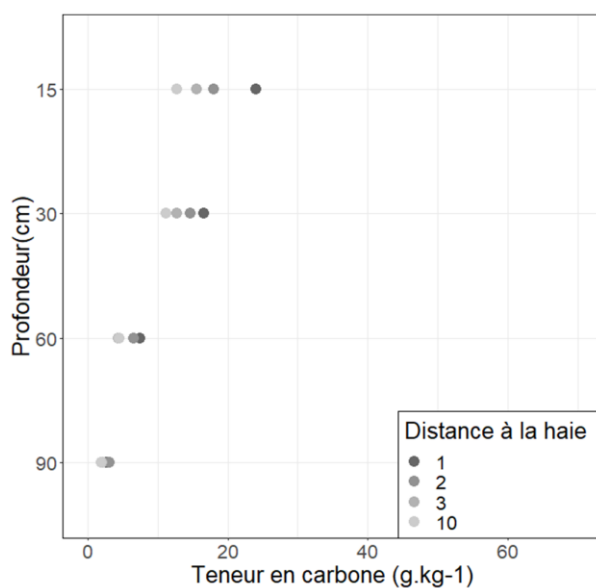
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

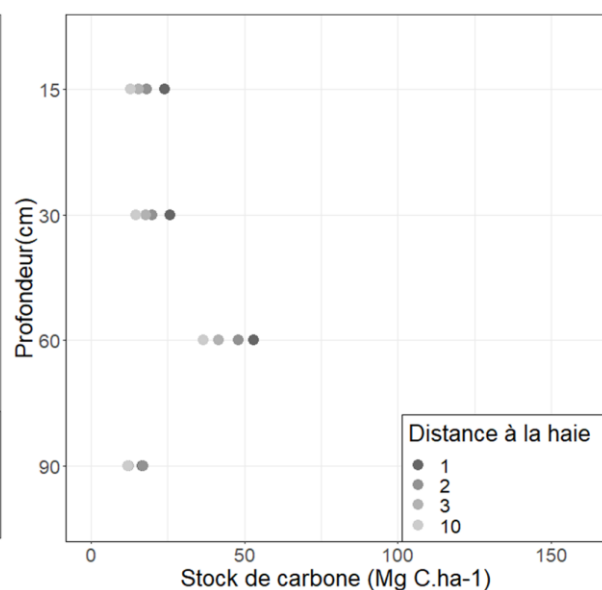
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

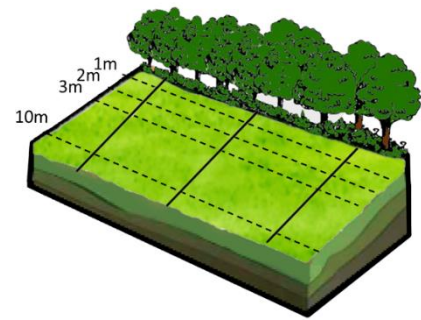


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU1, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon sableux

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

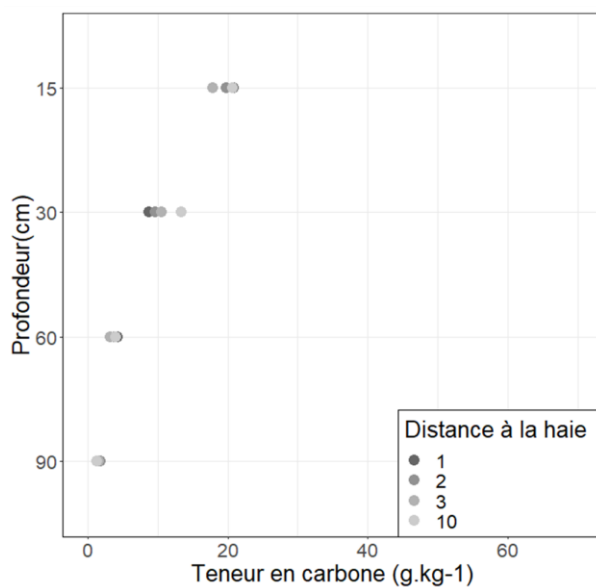
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

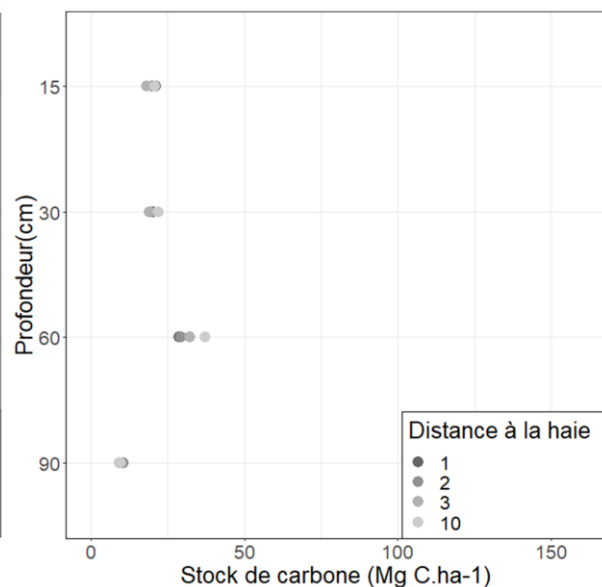
Pâturage : Non

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

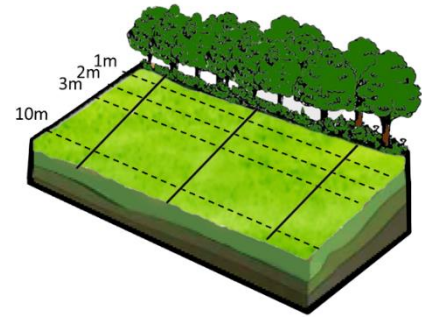


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU2, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de hauts jets

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

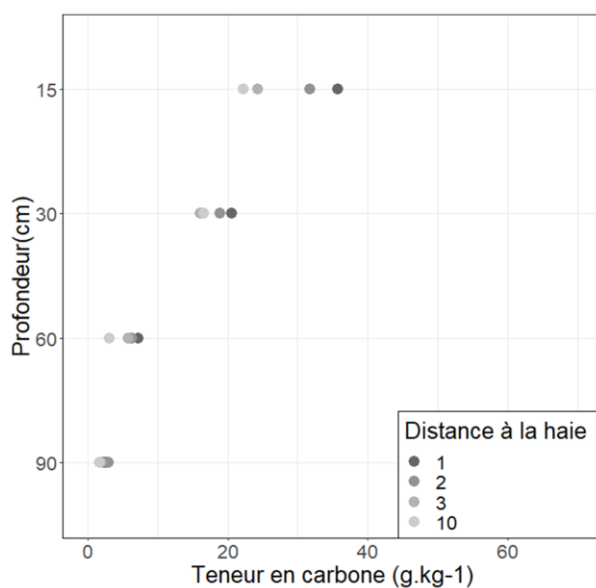
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

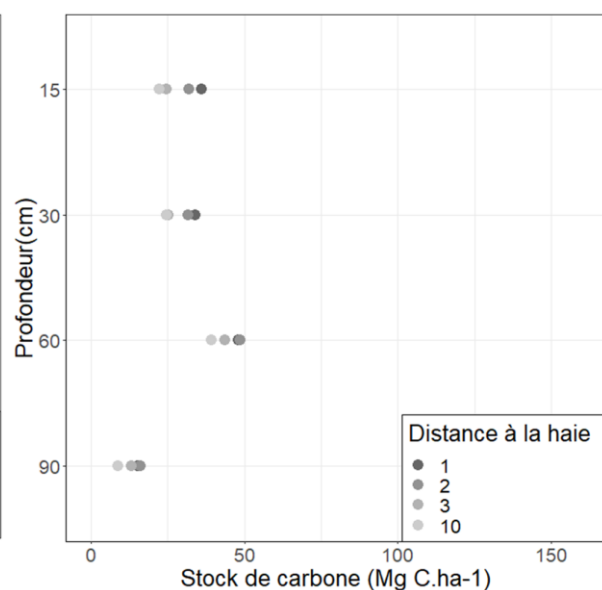
Pâturage : Non

Exposition : Nord

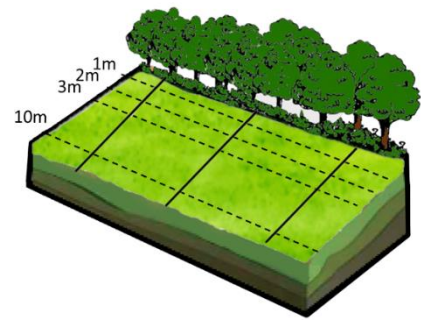
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie BU2, parcelle adjacente 2

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de hauts jets

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

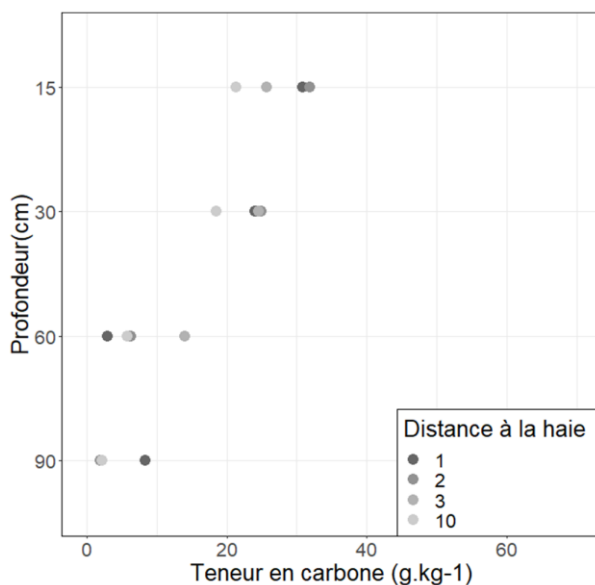
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

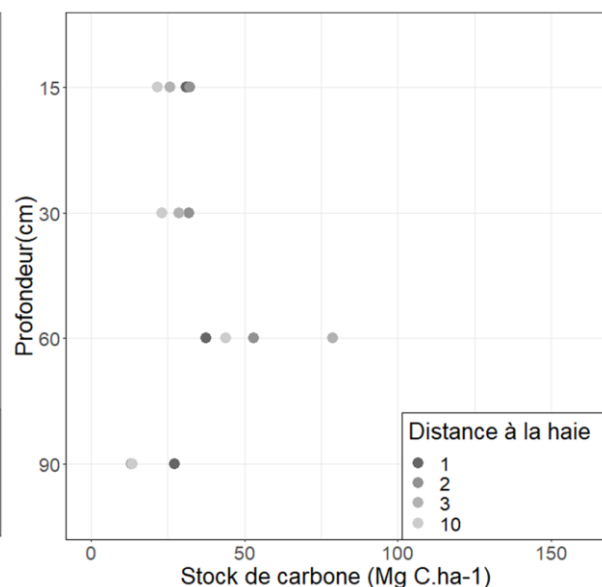
Pâturage : Non

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

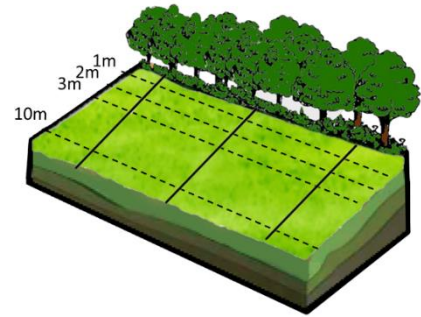


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU3, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon sableux

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

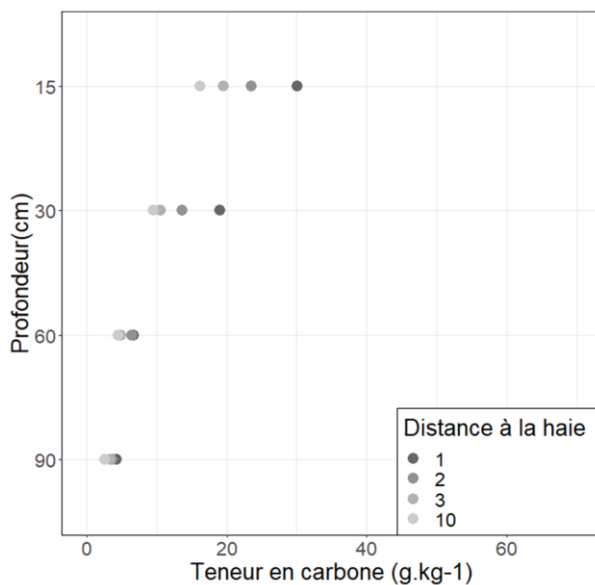
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

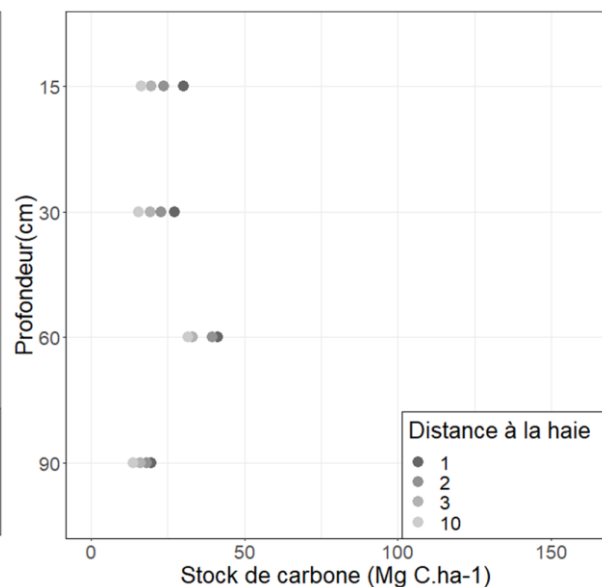
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

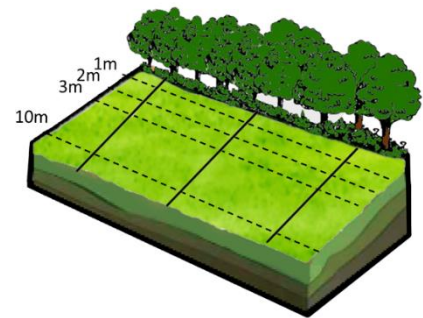


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU3, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon sableux

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

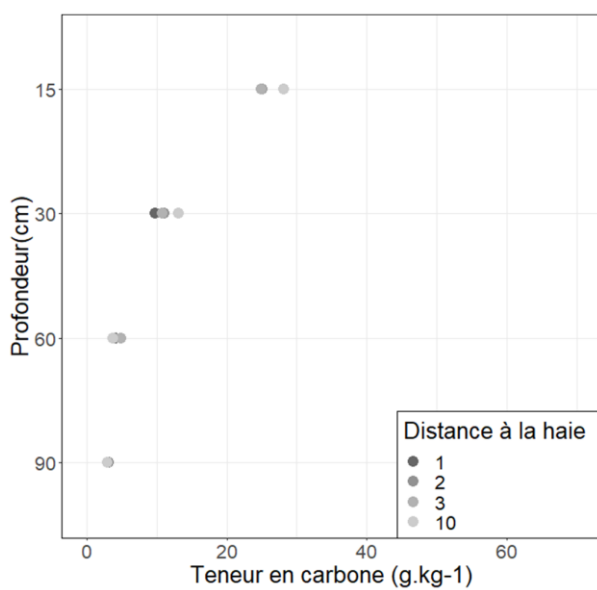
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

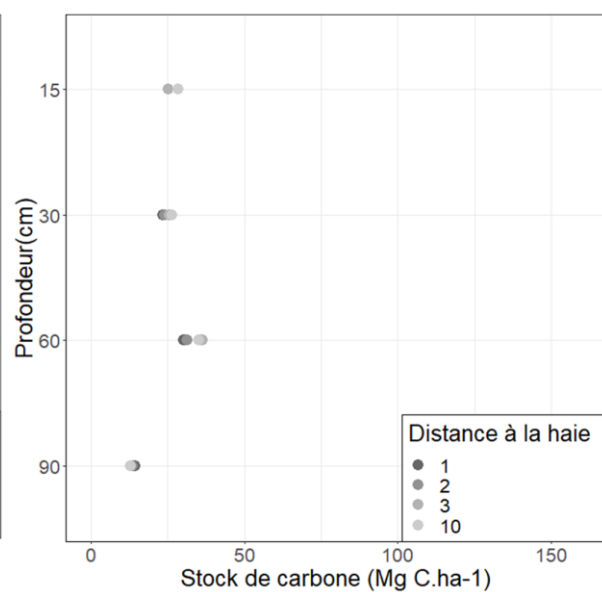
Pâturage : 10 passages/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

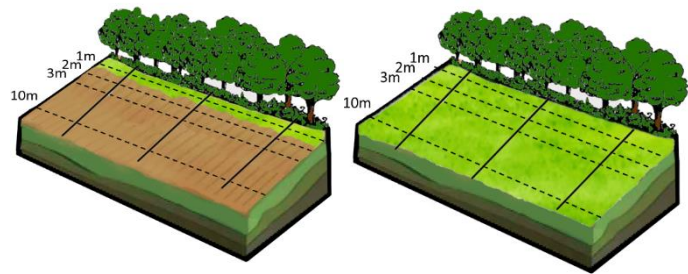


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU4, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 85 cm, 10 m = 45 cm

Granulométrie : Argile

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation 1 an de maïs et 4 ans de prairies temporaires

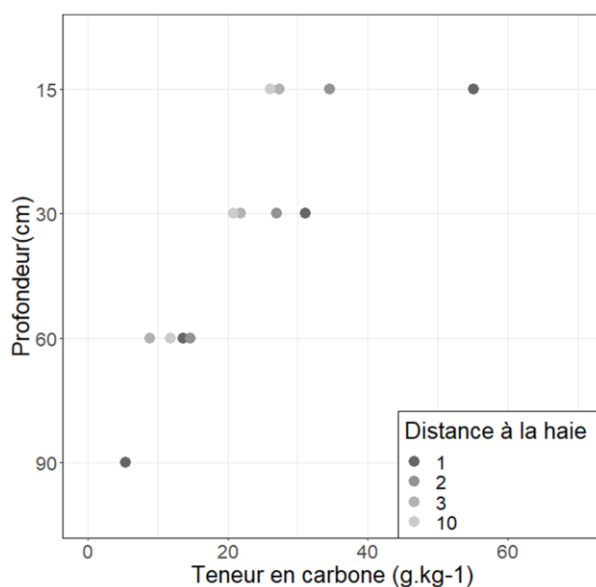
Présence de bande enherbée : Oui

Fertilisation : Fumier bovin

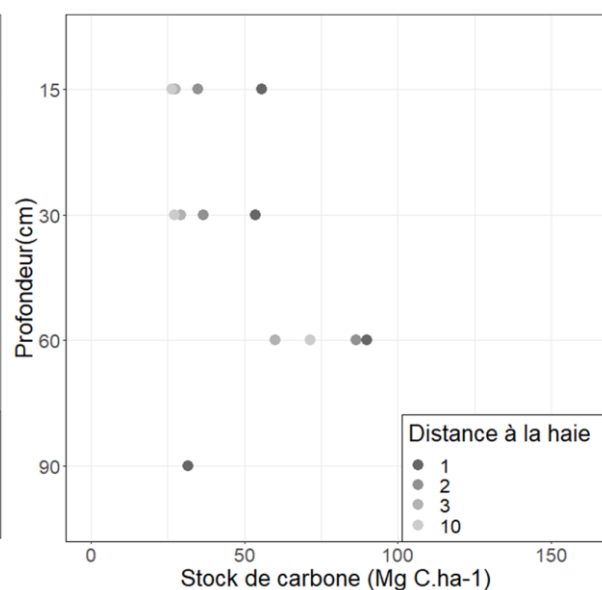
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

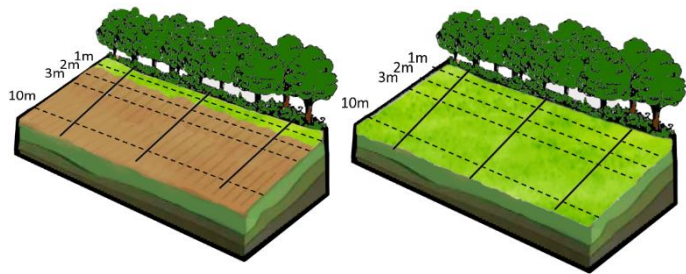


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU4, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 80 cm, 10 m = 50 cm

Granulométrie : Argile

Présence de CaCO₃ : Oui

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation 1 an de maïs et 4 ans de prairies temporaires

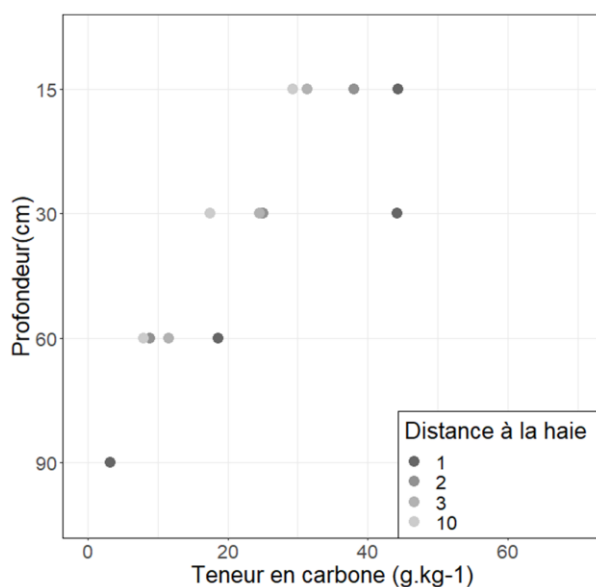
Présence de bande enherbée : Oui

Fertilisation : Fumier bovin

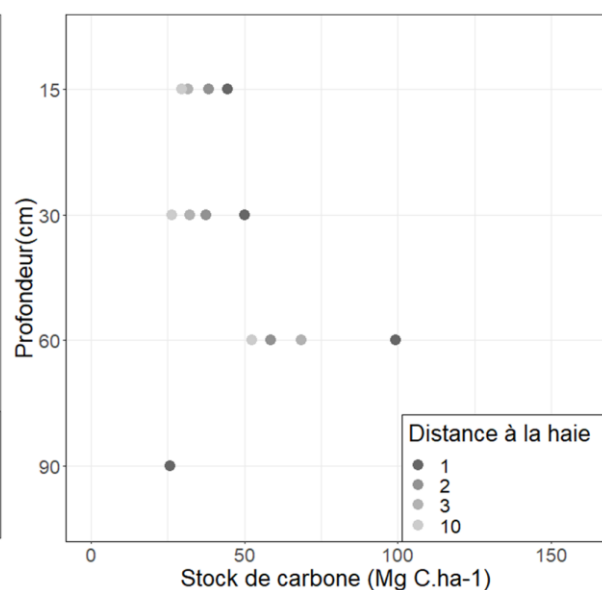
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Sud

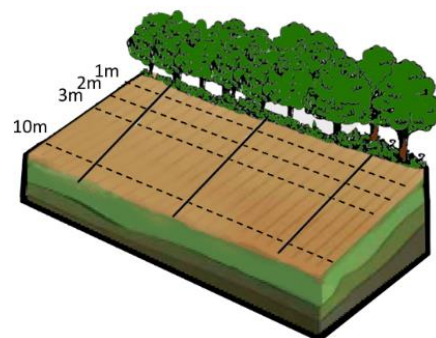
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie BU5, parcelle adjacente 1

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol
 Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte
 Granulométrie : Limon argileux fin
 Présence de CaCO₃ : Oui

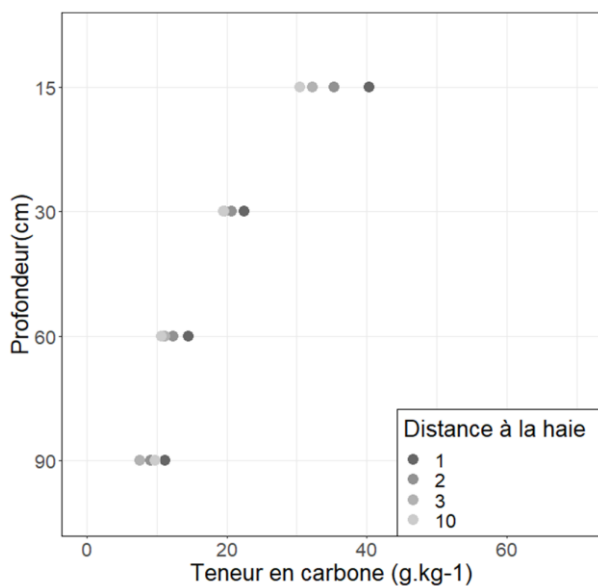
Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de hauts jets
 Largeur moyenne au sol : non décrit
 Essences principales : Chêne/Noisetier
 Biomasse aérienne estimée : non décrit
 Orientation : Nord - Sud

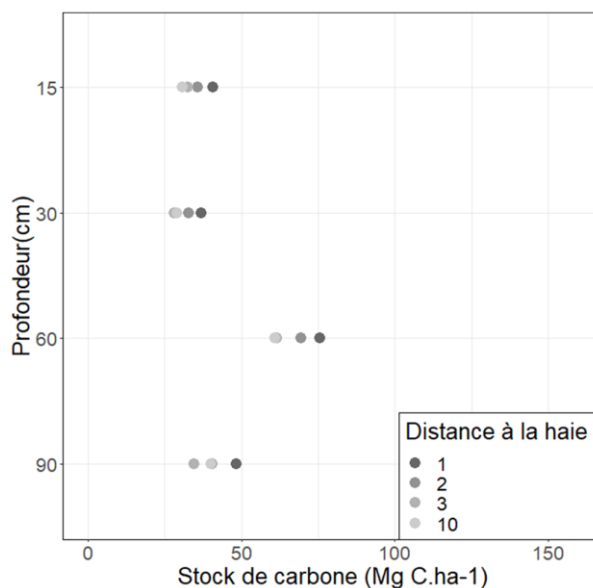
Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation triticales/blé/colza
 Présence de bande enherbée : Non
 Fertilisation : Fumier bovin
 Pâturage : Non
 Exposition : Est

Teneurs en Carbone du site

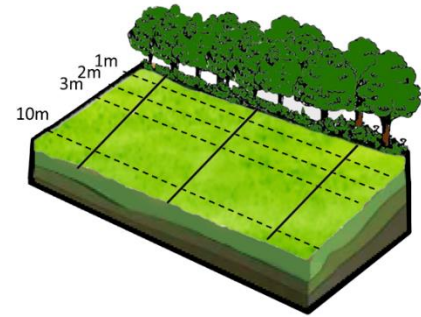


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU6, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = 40 cm

Granulométrie : Argile

Présence de CaCO_3 : Oui

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

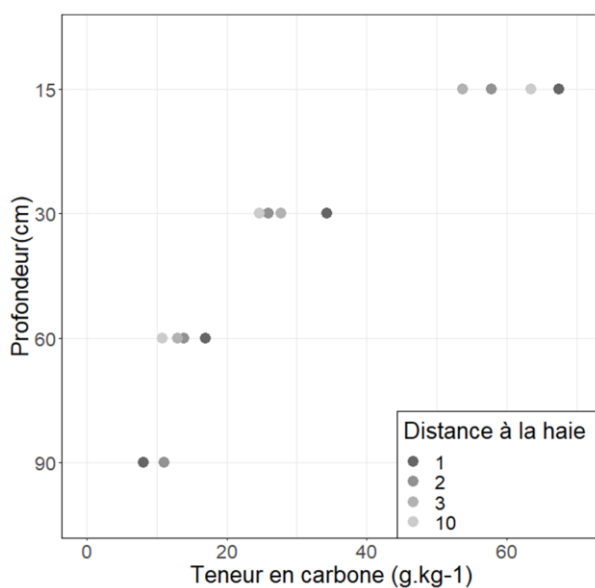
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Compost bovin

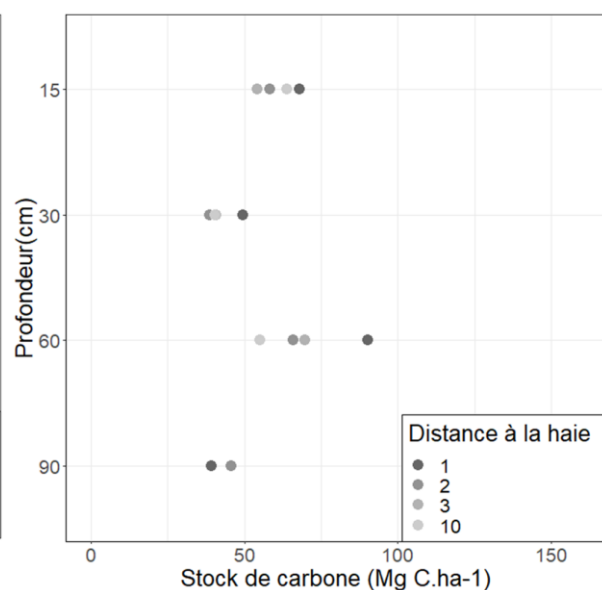
Pâturage : 10 passages/an

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

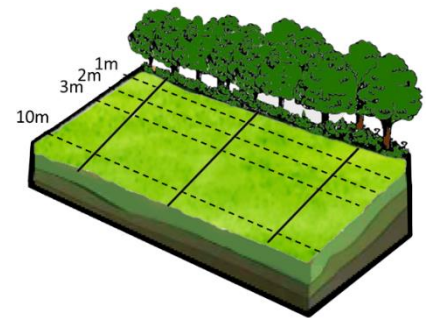


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU6, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = non atteinte, 10 m = 60 cm

Granulométrie : Argile

Présence de CaCO₃ : Oui

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

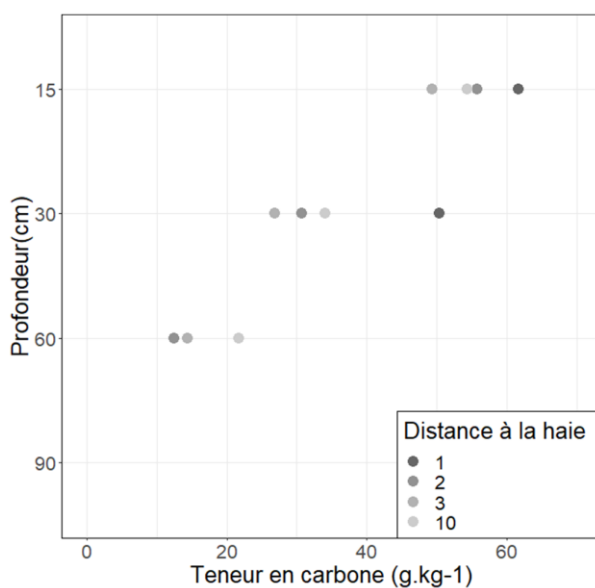
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

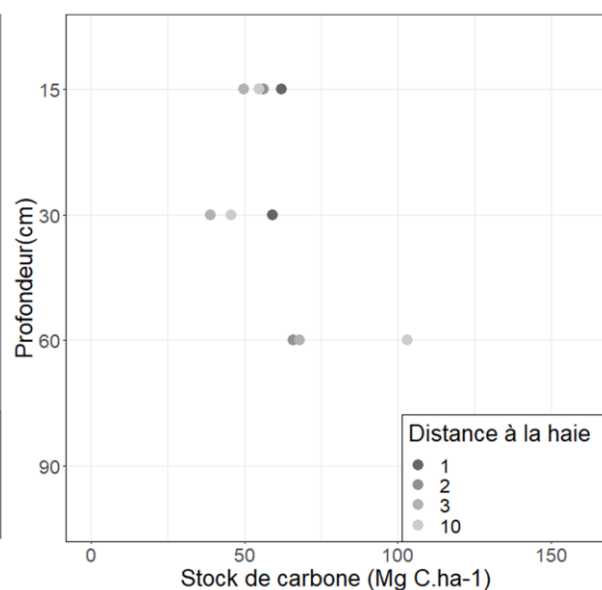
Pâturage : 1 passage/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

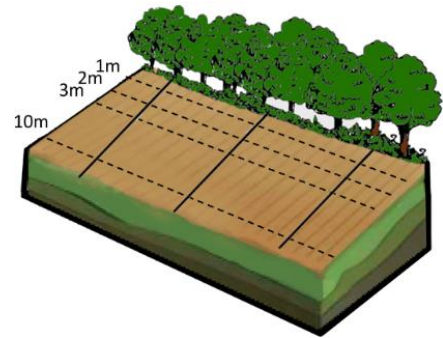


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU8, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation colza/blé/tournesol/orge

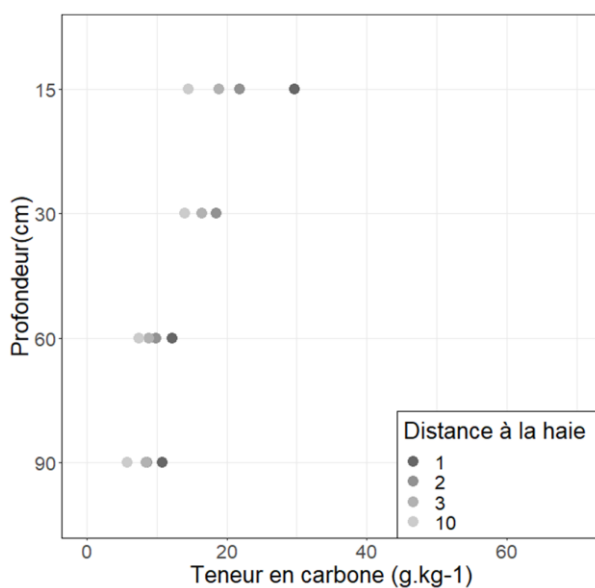
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

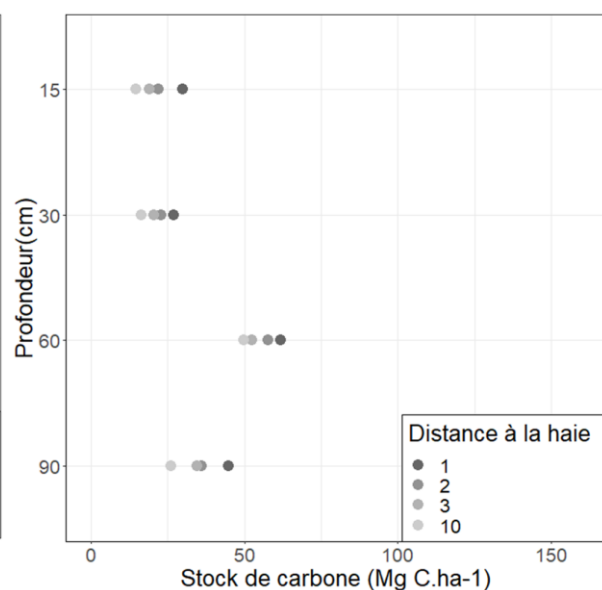
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

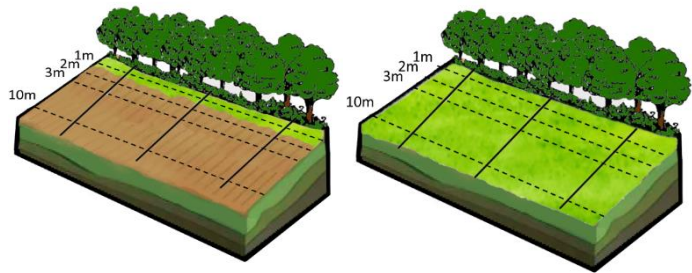


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU8, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Charme

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation 3 ans orge/pois et 4 ans de prairies temporaires

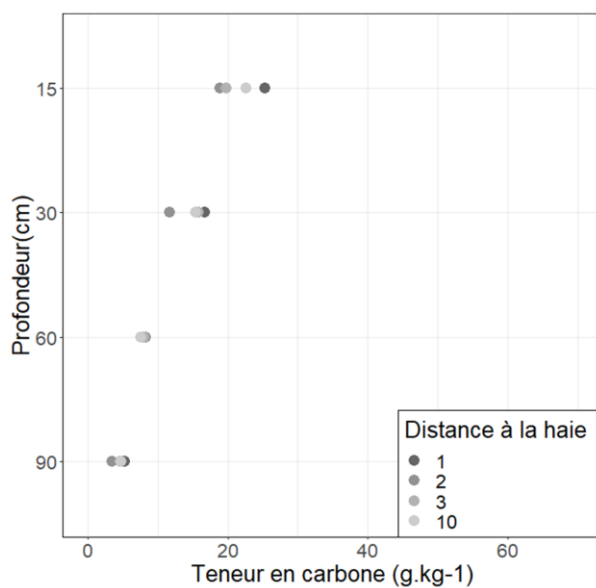
Présence de bande enherbée : Oui

Fertilisation : Lisier bovin

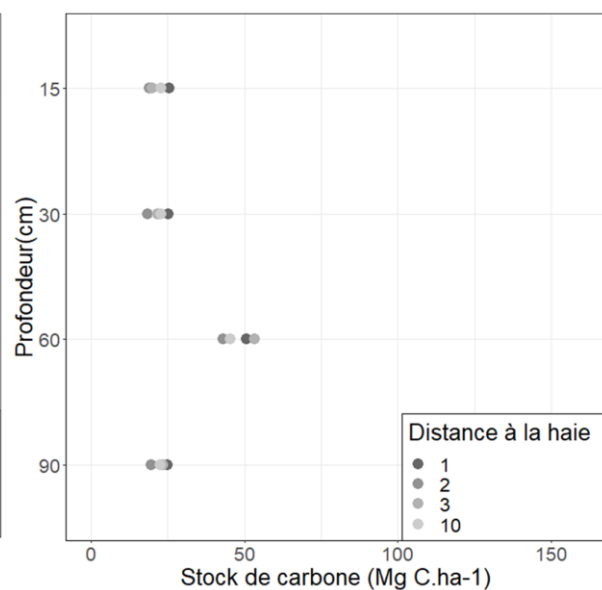
Pâturage : Non

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

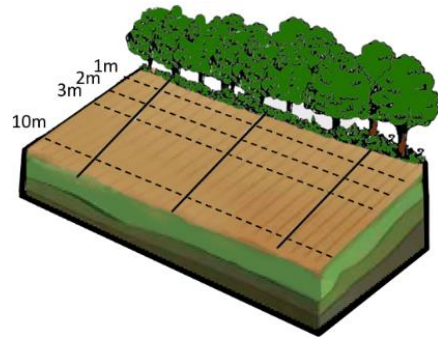


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie BU9, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon argileux fin

Présence de CaCO₃ : Oui

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Cépée mixte

Largeur moyenne au sol : non décrit

Essences principales : Chêne/Noisetier

Biomasse aérienne estimée : non décrit

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation blé/orge/sorgho/méteil

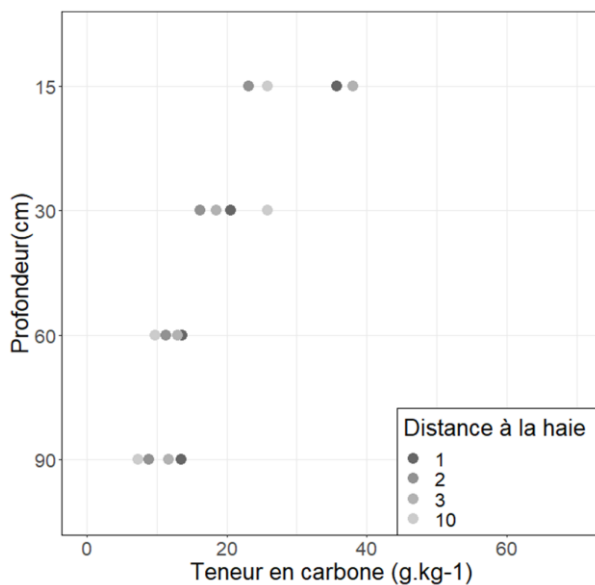
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Compost bovin

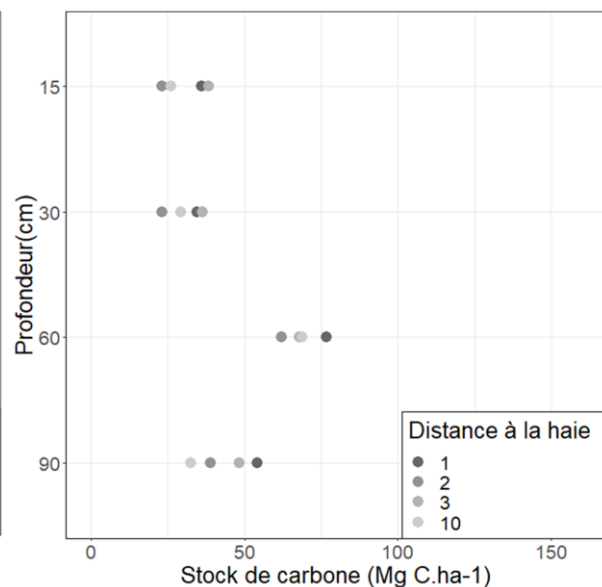
Pâturage : 10 passages/an

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

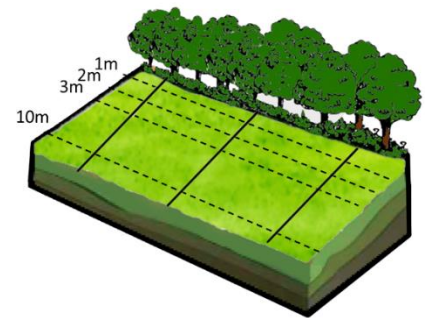


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF1, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de hauts jets

Largeur moyenne au sol : 0,68 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 26,8 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

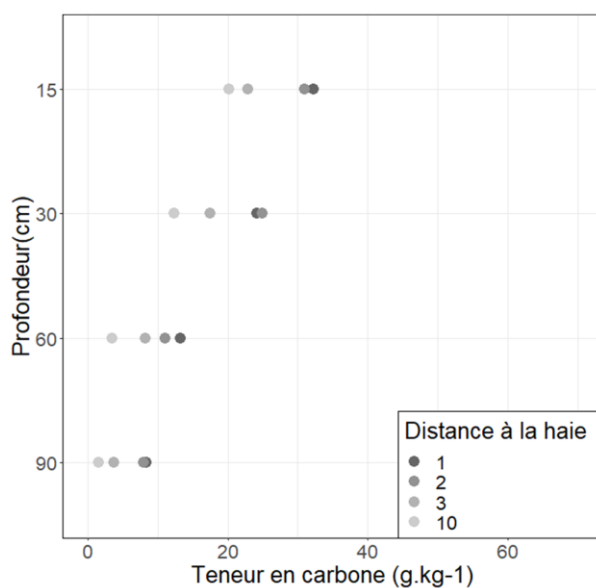
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

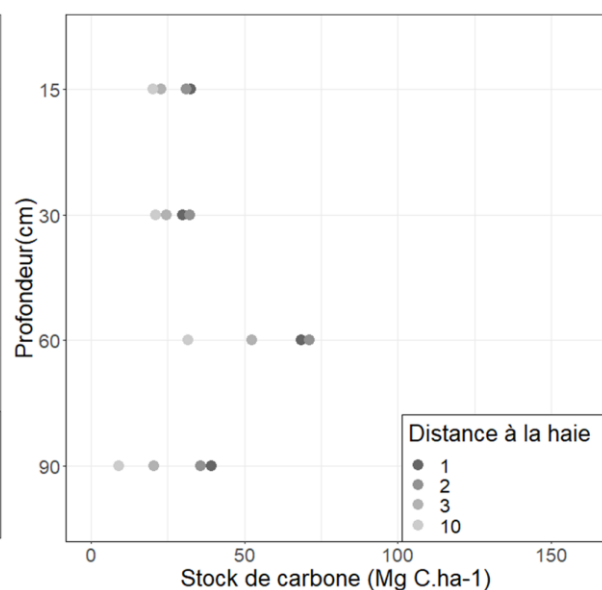
Pâturage : Non

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

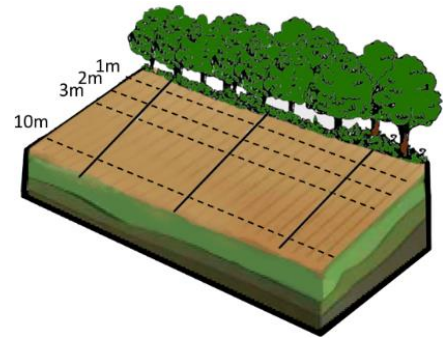


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF1, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 70 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de hauts jets

Largeur moyenne au sol : 0,68 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 26,8 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation maïs/blé/colza

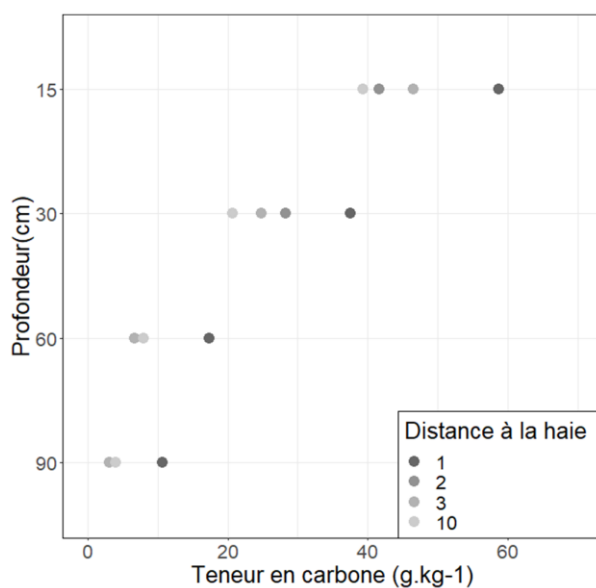
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier/Lisier bovin

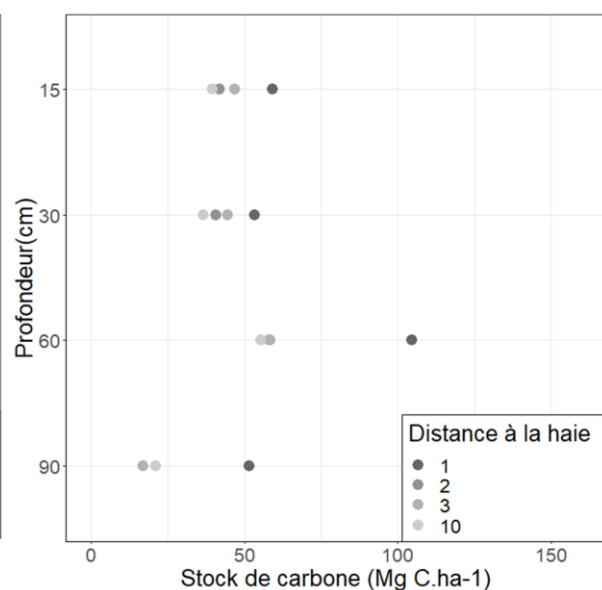
Pâturage : Non

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

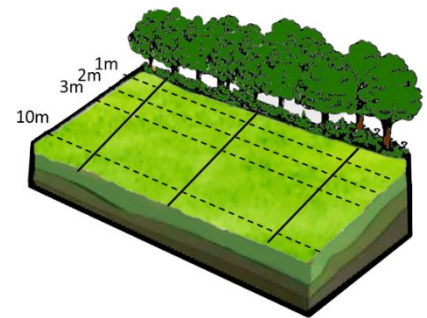


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF2, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,8 m

Essences principales : Charme/Rosier

Biomasse aérienne estimée : 14,3 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

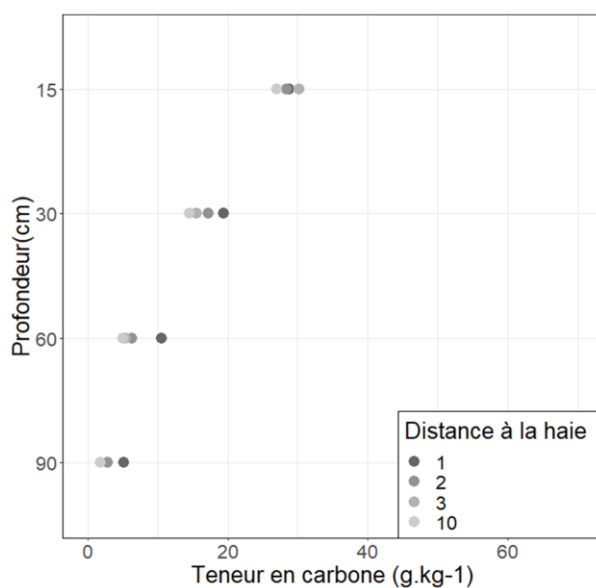
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Lisier bovin

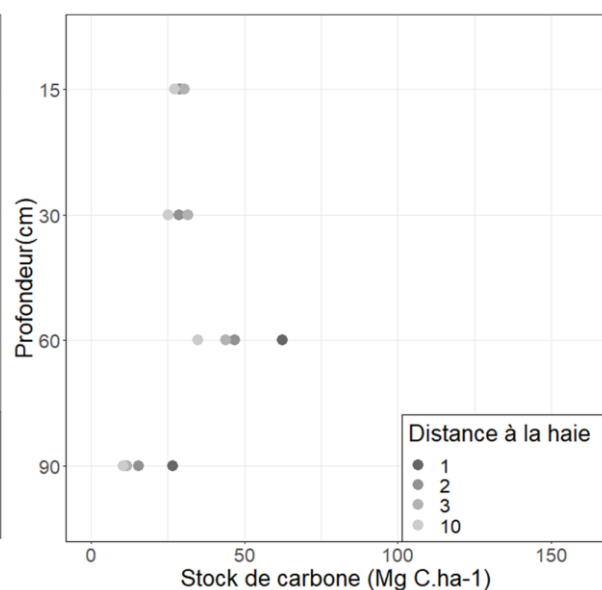
Pâturage : 5 passages/an

Exposition : Est

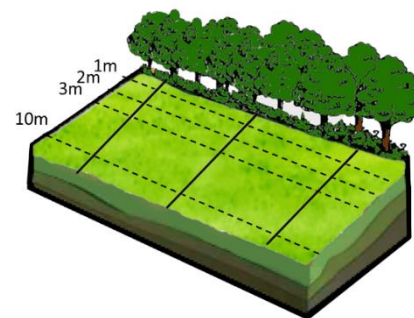
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie HF2, parcelle adjacente 2

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,8 m

Essences principales : Charme/Rosier

Biomasse aérienne estimée : 14,3 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

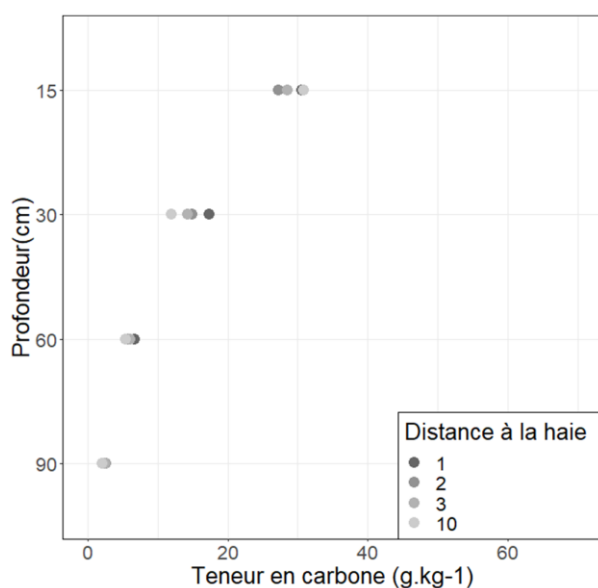
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Lisier bovin

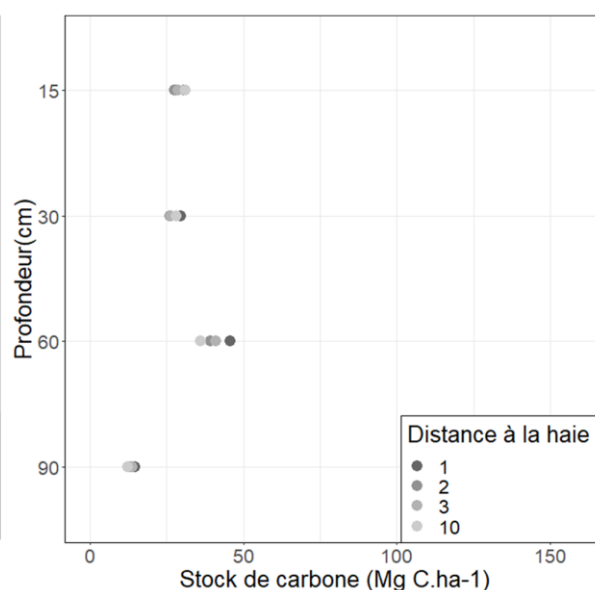
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Ouest

Teneurs en Carbone du site

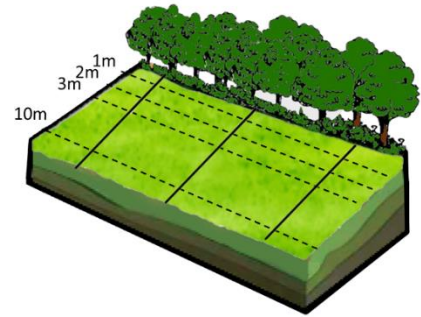


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF3, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO_3 : Oui

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : cépée taillée et arbres têtards

Largeur moyenne au sol : 0,8 m

Essences principales : Charme/Rosier

Biomasse aérienne estimée : 14,3 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

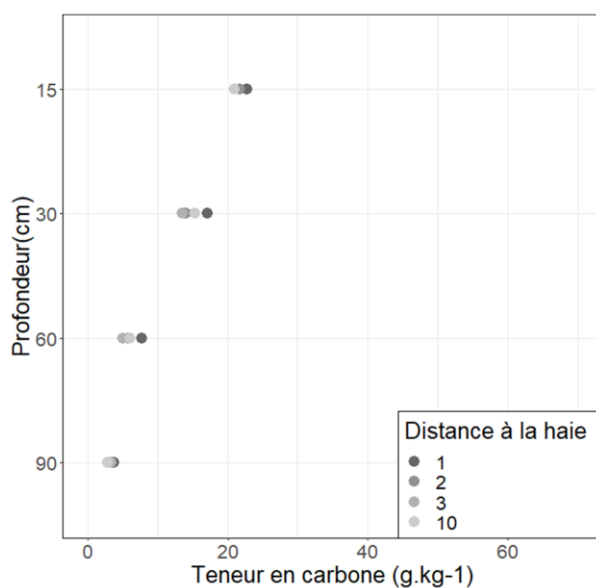
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

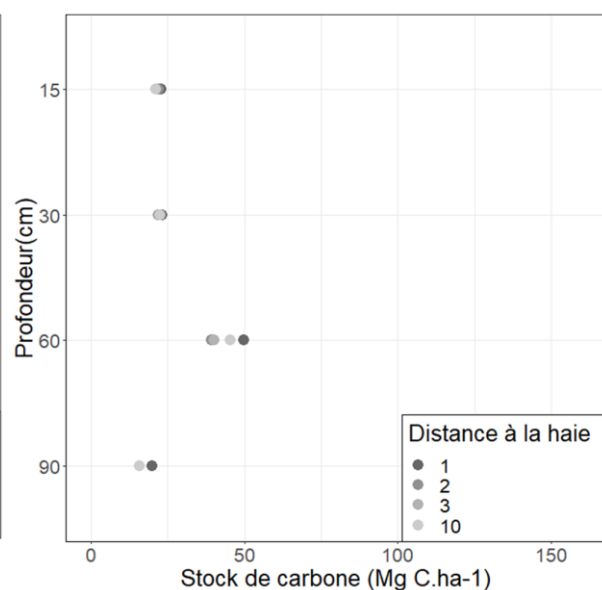
Pâturage : 3 passages/an

Exposition : Est

Teneurs en Carbone du site

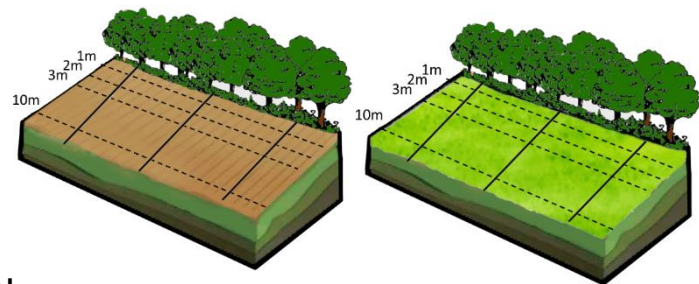


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF3, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : cépée taillée et arbres têtards

Largeur moyenne au sol : 0,8 m

Essences principales : Charme/Rosier

Biomasse aérienne estimée : 14,3 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de 2 ans de maïs et 3 ans de prairies temporaires

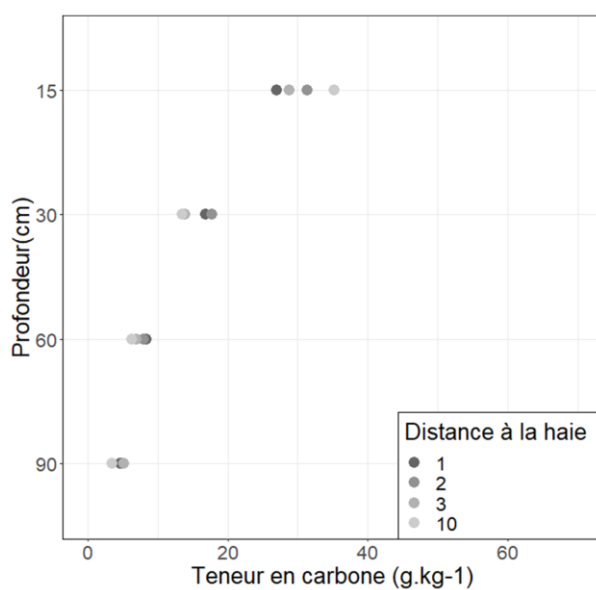
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

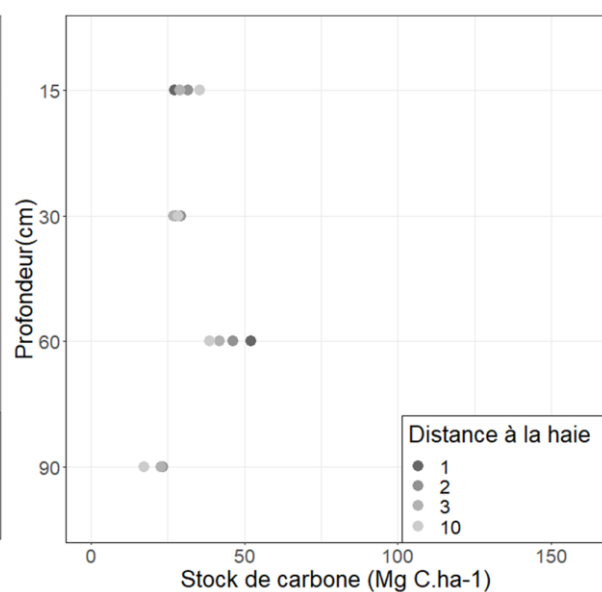
Pâturage : 3 passages/an

Exposition : Ouest

Teneurs en Carbone du site

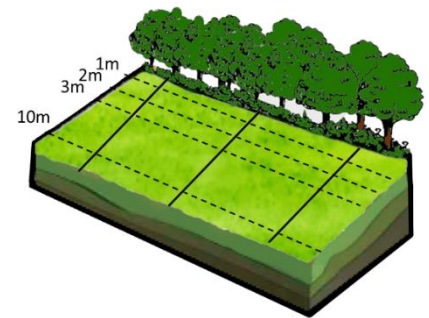


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF4, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Oui

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,82 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 22,6 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

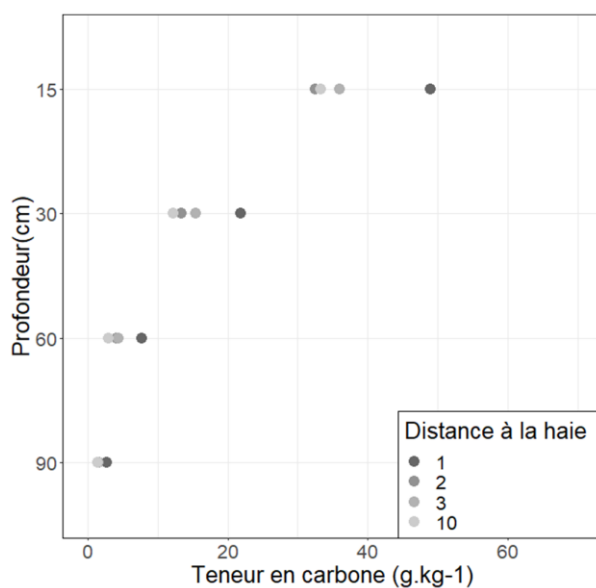
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Lisier bovin

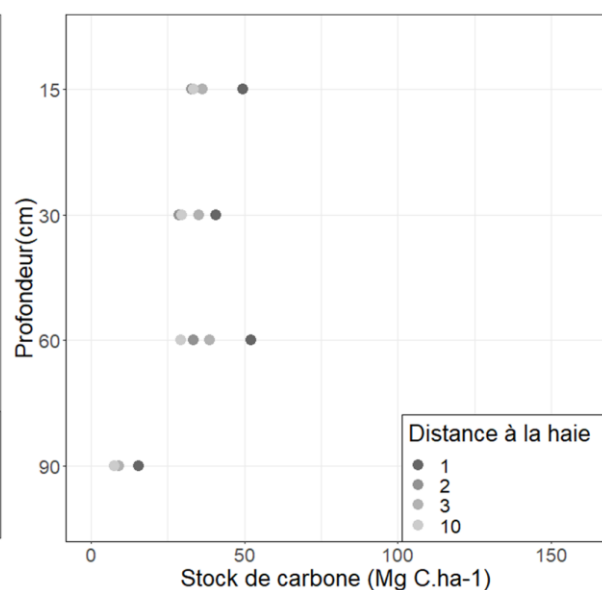
Pâturage : 5 passages/an

Exposition : Est

Teneurs en Carbone du site

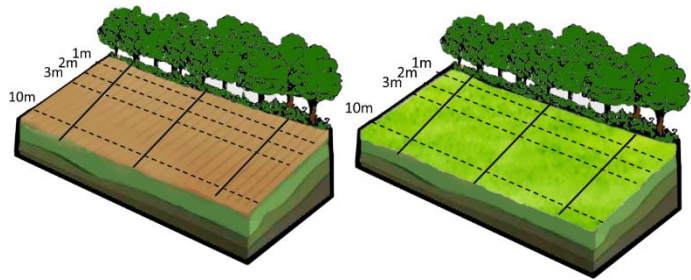


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF4, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,82 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 22,6 t / 100m de haie

Orientation : Nord - Sud

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Rotation de 3 ans de maïs et 2 ans de prairies temporaires

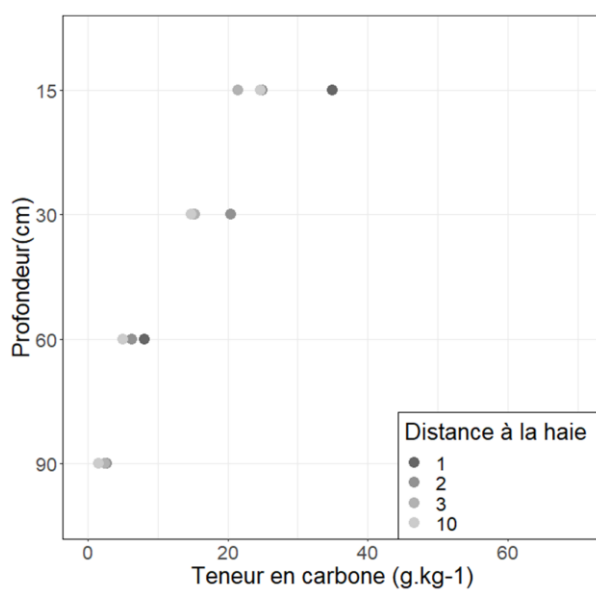
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier/Lisier bovin

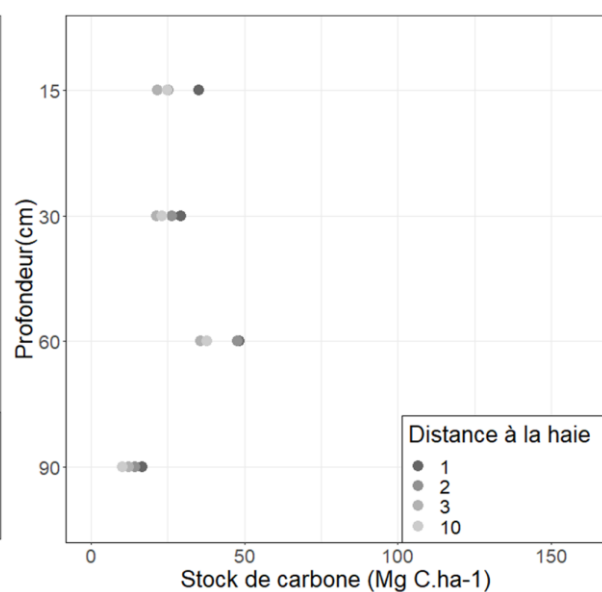
Pâturage : 1 passage/an

Exposition : Ouest

Teneurs en Carbone du site

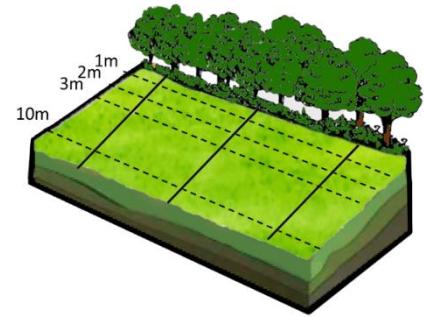


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF5, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO_3 : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,65 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 28,1 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

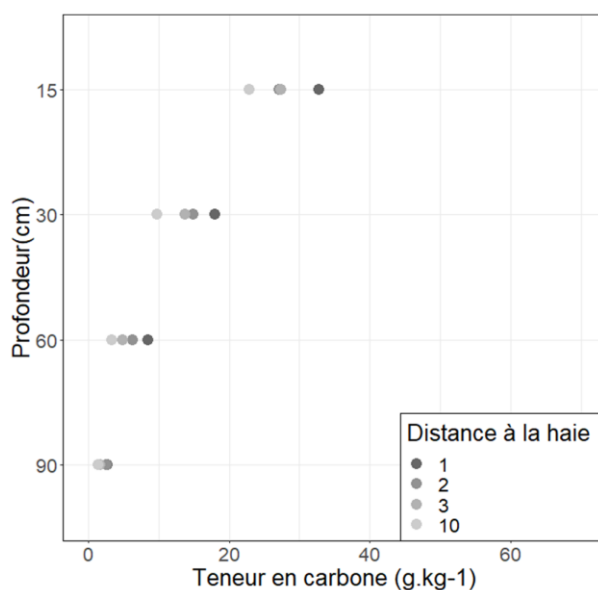
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

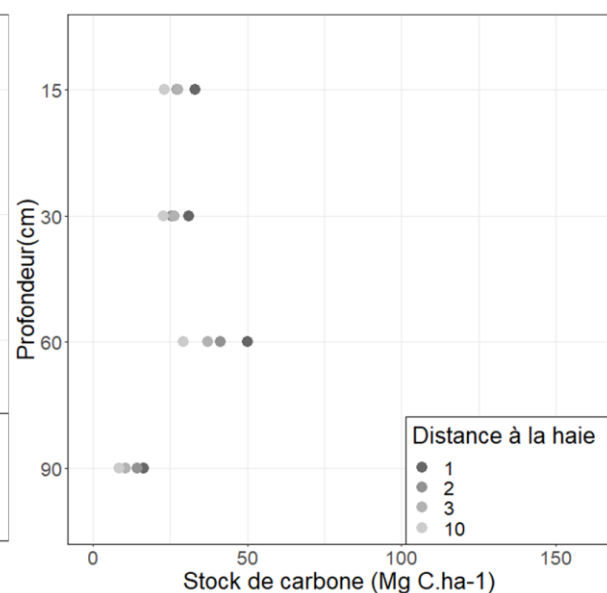
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Nord

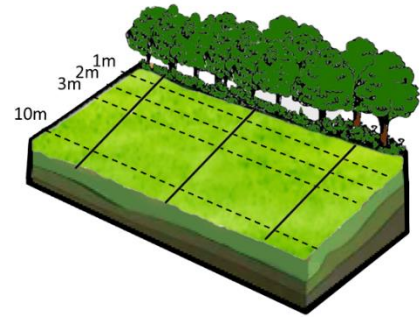
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie HF5, parcelle adjacente 2

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,65 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 28,1 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

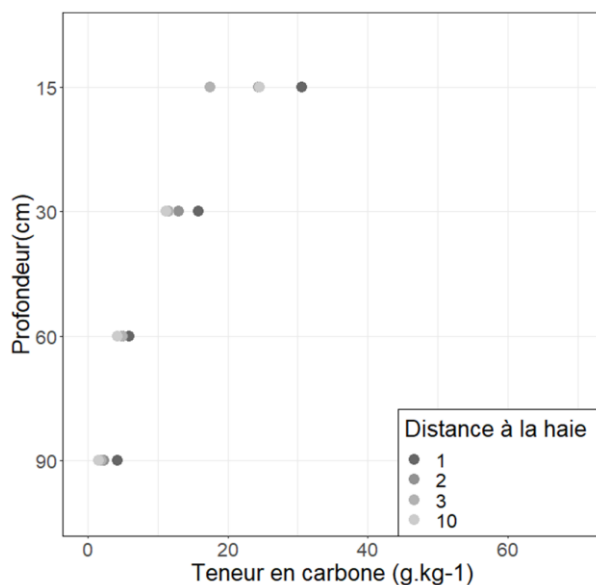
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Lisier bovin

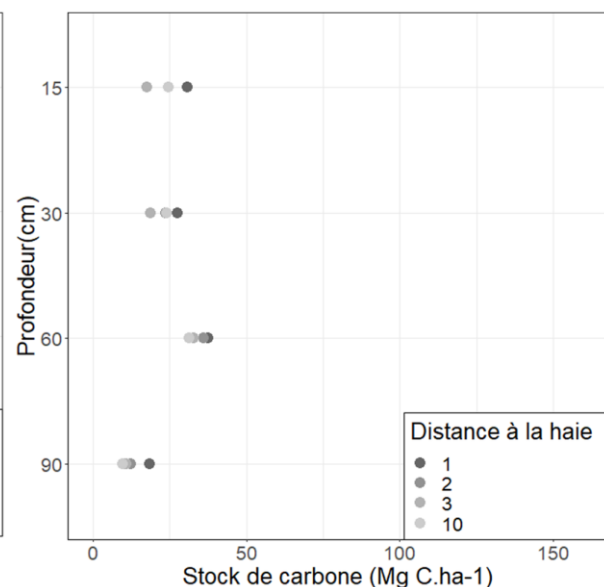
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

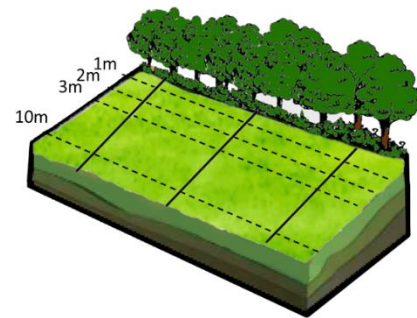


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF6, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,79 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 28,1 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

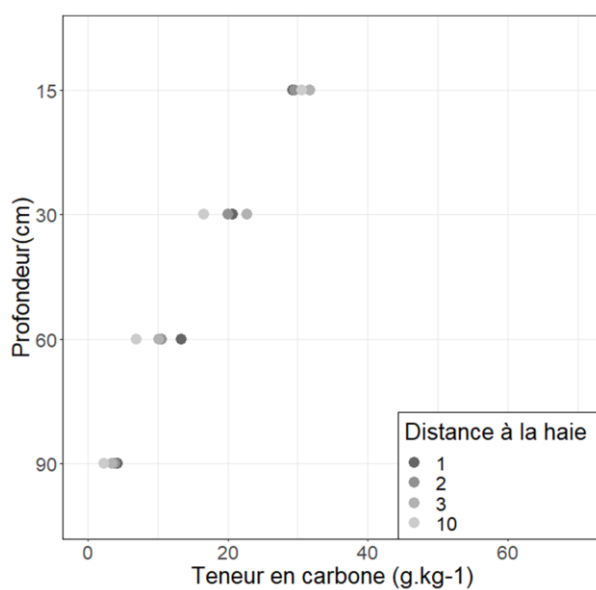
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

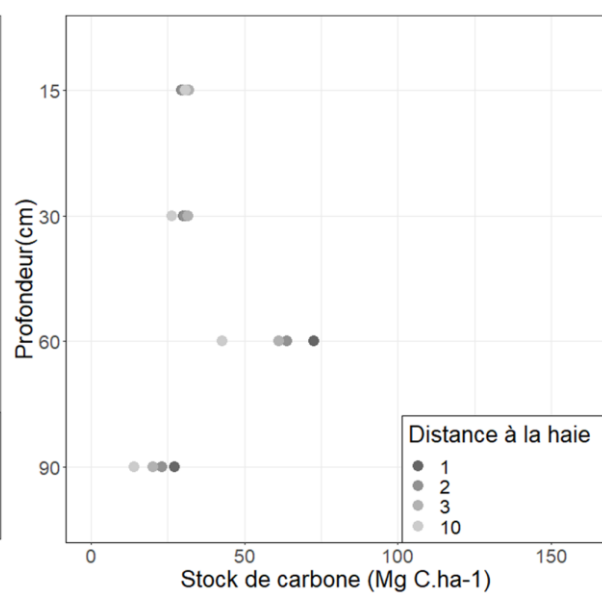
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Nord

Teneurs en Carbone du site

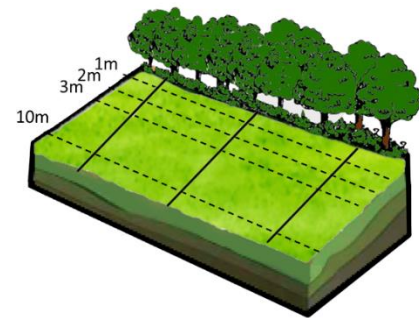


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF6, parcelle adjacente 2



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 0,79 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 28,1 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

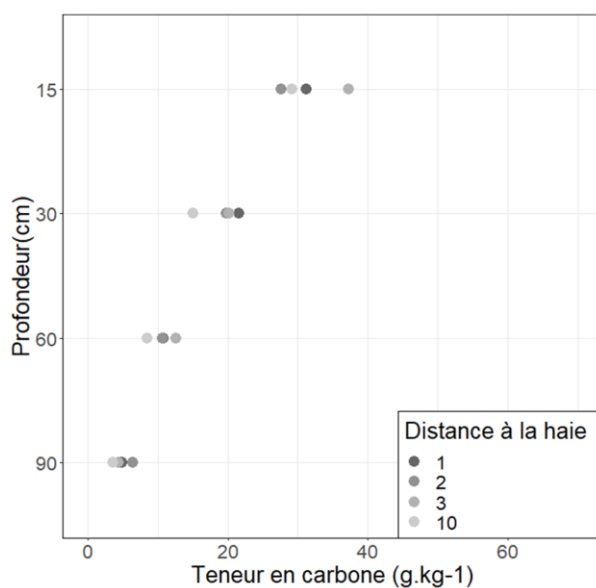
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

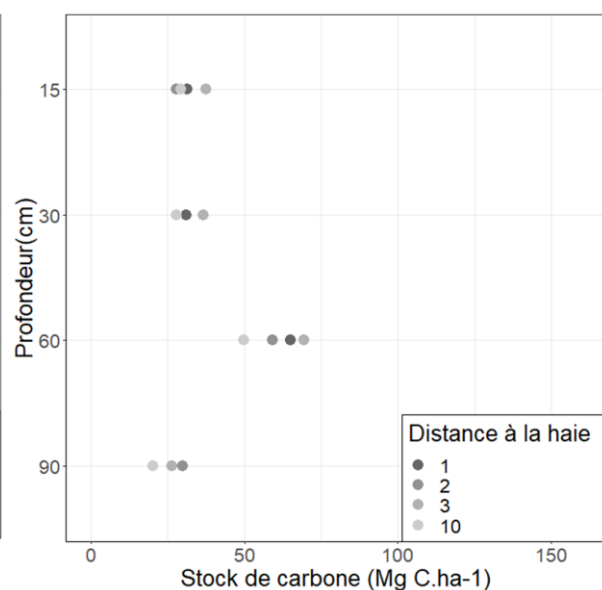
Pâturage : 4 passages/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

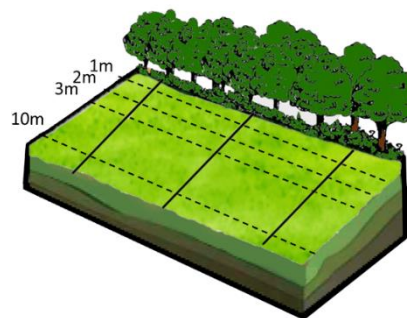


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF7, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : cépée taillée et arbres têtards

Largeur moyenne au sol : 1,19 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 24,7 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

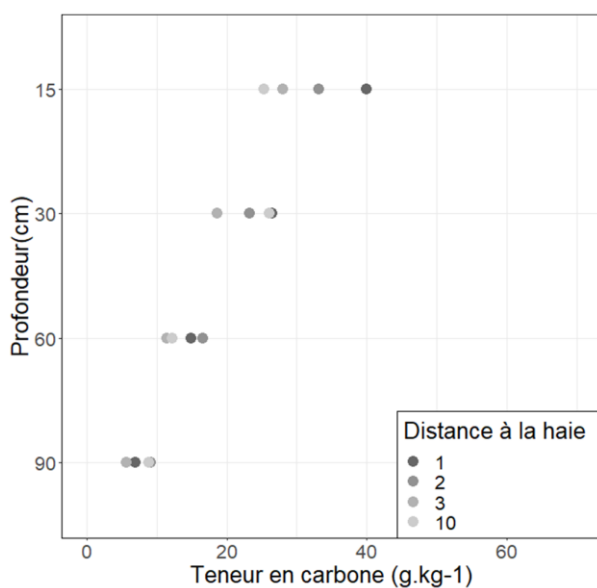
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

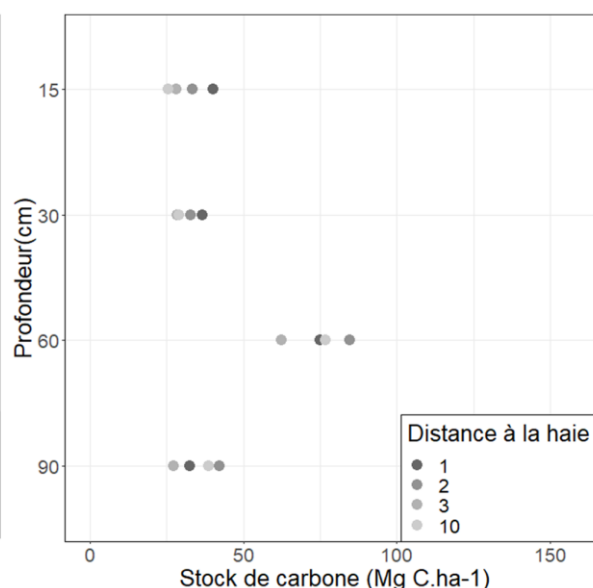
Pâturage : 7 passages/an

Exposition : Nord

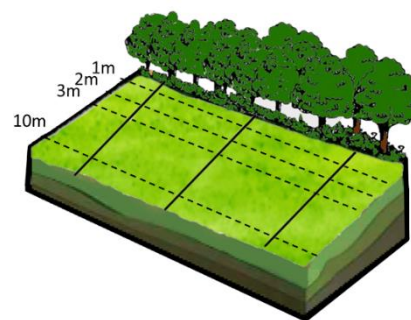
Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :



Haie HF7, parcelle adjacente 2

Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Luvisol typique

Profondeur max : 1 m et 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : cépée taillée et arbres têtards

Largeur moyenne au sol : 1,19 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 24,7 t / 100m de haie

Orientation : Est - Ouest

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

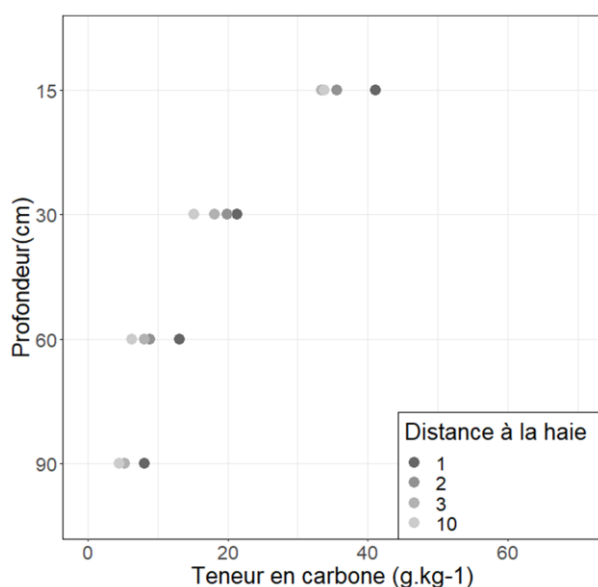
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Fumier bovin

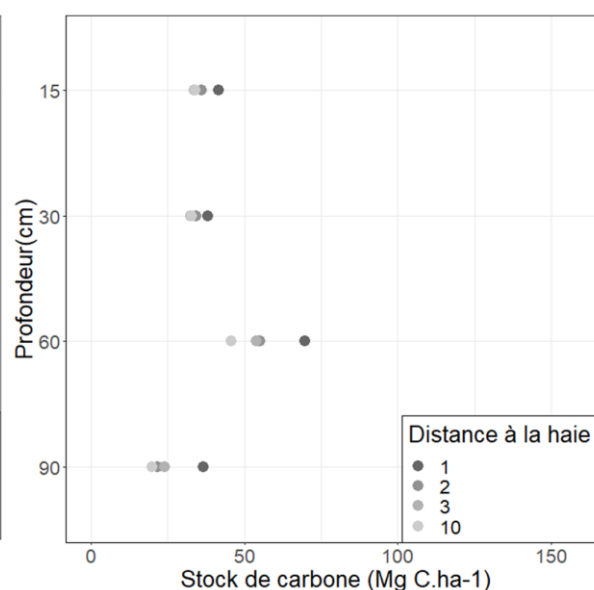
Pâturage : 7 passages/an

Exposition : Sud

Teneurs en Carbone du site

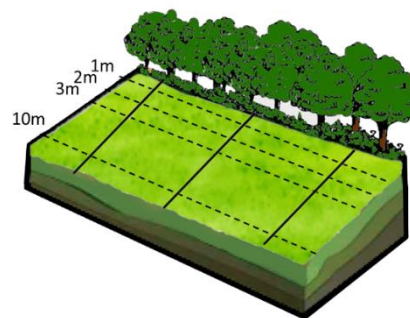


Stocks de Carbone du site



Description du site d'étude :

Haie HF8, parcelle adjacente 1



Information relatives aux propriétés du sol :

Type de sol : Brunisol

Profondeur max : 1 m = 40 cm, 10 m = non atteinte

Granulométrie : Limon fin

Présence de CaCO₃ : Non

Informations relatives aux caractéristiques de la haie :

Type de haie : Alignement de têtards

Largeur moyenne au sol : 1.02 m

Essences principales : Charme/Aubépine

Biomasse aérienne estimée : 17,4 t / 100m de haie

Orientation : Nord/Ouest – Sud/Est

Informations relatives aux caractéristiques de la parcelle adjacente :

Occupation du sol : Prairie permanente

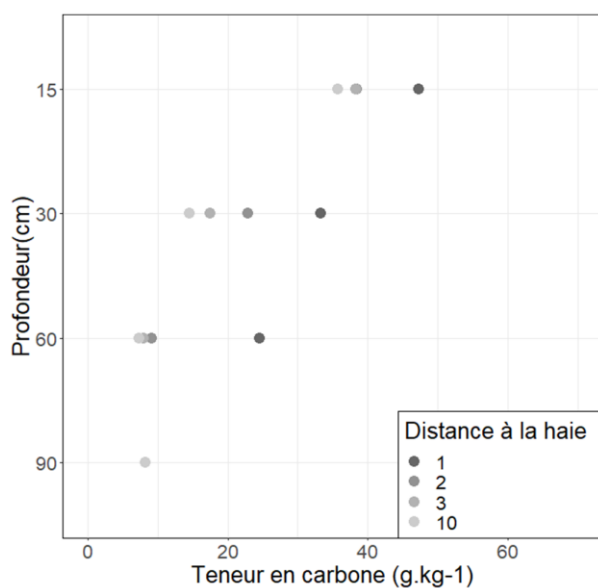
Présence de bande enherbée : Non

Fertilisation : Non

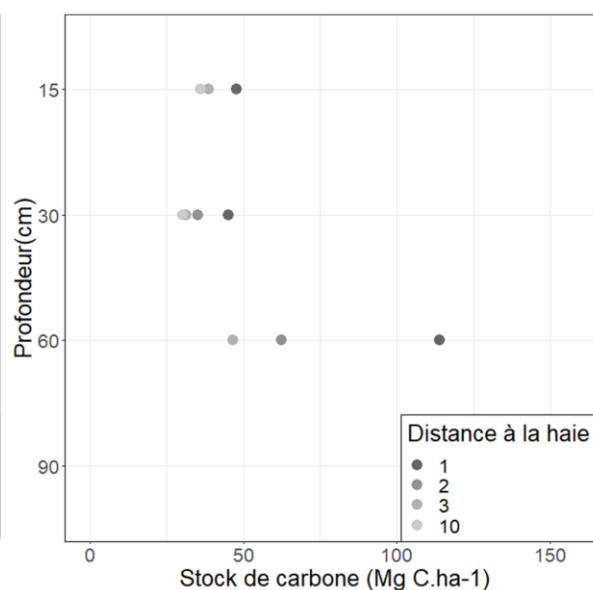
Pâturage : 7 passages/an

Exposition : Est

Teneurs en Carbone du site



Stocks de Carbone du site



Annexe 3. Formulaire d'enquêtes pour renseigner le mode de gestion des parcelles adjacentes à la haie.



Enquêtes Automne 2021

DONNEES CONFIDENTIELLES

Nom(s), Prénom(s) de(s) exploitant(s) : _____

Date de l'enquête : _____

1- Exploitation agricole

Système d'exploitation : Conventiennel Biologie Autre : _____

Adresse du siège d'exploitation :

N° de rue : _____ Rue ou lieu-dit : _____

Code postal : _____ Commune : _____

Tél. (portable) : _____ Tél. (fixe) : _____

Mail :

2- Gestion de la parcelle

2.1) Y-a-t-il eu des changements dans l'utilisation/la gestion de la parcelle récemment ? :

- Modification des rotations, précisez :

- Changement majeur dans l'utilisation des sols, précisez :

- Changement de propriétaire de la parcelle, précisez :

- Autre :

2.2) Quelles sont les rotations ou successions de culture sur la parcelle ? :

- : Succession de culture (+ densité de population)

Côté	Culture 2017	Culture 2018	Culture 2019	Culture 2020	Culture 2021
Côté 1					
Côté 2					

Côté 1

- : Prairie permanente

Côté 2

- : Prairie permanente

2.3) Quel est le rendement de la parcelle ? :

: Succession de culture (+ densité de population)

Côté	Culture 1	Culture 2	Culture 3	Culture 4	Culture 5
Côté 1					
Côté 2					

CÔTÉ 1

: Prairie permanente

CÔTÉ 2

: Prairie permanente

2.4) Gestion de la biomasse

: Succession de culture → exportation des pailles, maïs grain/ ensilage, menues pailles

Côté	Culture 1	Culture 2	Culture 3	Culture 4	Culture 5
Côté 1					
Côté 2					

CÔTÉ 1

: Prairie permanente

: Plantée

• Espèces plantées :

: Fauchée

• Rendement en foin sec :

: Pâturée

• Fréquence de pâturage :

• Nombre de bêtes :

• Type d'animaux :

CÔTÉ 2

: Prairie permanente

: Plantée

• Espèces plantées :

: Fauchée

• Rendement en foin sec :

: Pâturée

• Fréquence de pâturage :

• Nombre de bêtes :

• Type d'animaux :

2.5) Pour chaque culture de la rotation : y a-t-il des fertilisants organiques apporté à la parcelle ?

: Succession de culture → nature des fertilisants et la quantité épandue :

Côté	Culture 1	Culture 2	Culture 3	Culture 4	Culture 5
Côté 1					
Côté 2					

CÔTÉ 1

: Prairie permanente → quantité épandue

- Type de fertilisant organique :

- Fumier
- Compost
- Lisier

- Composition du fertilisant organique ?

- Temps mis en tas ? Quand ?

CÔTÉ 2

: Prairie permanente → quantité épandue

- Type de fertilisant organique :

- Fumier
- Compost
- Lisier

- Composition du fertilisant organique ?

- Temps mis en tas ? Quand ?

2.6) Y a-t-il un enfouissement des fertilisants organiques ?:

CÔTÉ 1 :

CÔTÉ 2 :

2.7) Pour chaque culture de la rotation : y a-t-il des fertilisants minéraux apporté à la parcelle ?

: Succession de culture → Quantité épandue en unité d'azote et période d'épandage :

Côté	Culture 1	Culture 2	Culture 3	Culture 4	Culture 5
Côté 1					
Côté 2					

: Prairie permanente

- CÔTÉ 1 : Quantité épandue en unité d'azote et période d'épandage :
- CÔTÉ 2 : Quantité épandue en unité d'azote et période d'épandage :

2.8) Y a-t-il des pesticides apportés sur la parcelle ? Si oui, lesquels ?

- CÔTÉ 1 :
- CÔTÉ 2 :

3- Informations sur la haie :

3.1) Histoire de la haie :

- Avez-vous toujours connu cette haie ?
- Depuis quand est-elle en place (ou depuis quand l'avez-vous) ?:
- Depuis combien de temps est-elle exploitée/taillée ? à quelle fréquence ?
- À quoi sert le bois exporté (paillage des animaux, épandage dans la parcelle, autre...) ?

3.2) Jusqu'où épandez-vous les fertilisants organiques ?:

- CÔTÉ 1 :
- CÔTÉ 2 :

3.3) Jusqu'où labourez-vous ?:

- CÔTÉ 1 :
- CÔTÉ 2 :

3.4) Jusqu'où épandez-vous la fertilisation minérale ? :

- CÔTÉ 1 :
- CÔTÉ 2 :

3.5) Jusqu'où épandez-vous les pesticides ? :

- CÔTÉ 1 :
- CÔTÉ 2 :

3.6) Jusqu'où les animaux pâturent-ils ? : où est mise la clôture ?

- CÔTÉ 1 :
- CÔTÉ 2 :

3.7) Le bétail a-t-il un comportement lié à la haie ?:

- Passe plus de temps près de la haie
- Se déplace le long de la haie
- Se nourrit de feuilles de la haie
- Autre :

3.8) Faites-vous un entretien particulier du pied de la haie ?:

- Désherbage
 - Débroussaillage manuel
 - Épareuse
 - Apport de pesticides (Herbicide),
- Raclage du sol,
- Zone dépôt de pierres de la parcelle ou autre éléments ?
- Autre :

3.9) Y a-t-il des passages d'engins lourds le long de la haie ? :

- Voie de circulation
- Opération dans la parcelle

Si oui : A quels moments de l'année ? A quelle fréquence de passage ?