

Caractérisation initiale d'un dispositif expérimental *in situ* pour l'étude de travaux préparatoires à la plantation en vue d'un renouvellement forestier

Cas d'étude : impacts du broyage du parterre de coupe sur la dynamique de la matière organique en forêt

Master 1 Gestion de l'Environnement

Parcours **ÉCO**logie et gestion des milieux **TERRE**stres

Stage prévu du 04 avril au 31 juillet 2023

Rapport d'avancement à la date du 30 mai 2023



Stagiaire : Loui Clément, M1 ÉCOTERRE, université de Rouen-Normandie 2022-2023

Laboratoire : ECODIV EA 1499 / USC – RUN – INRAe

Encadrant : Lucas Poullard, doctorant ÉCODIV

Tuteur : Fabrice Bureau, MCF ÉCODIV

Résumé

Dans un contexte de changement global, la place des écosystèmes forestiers dans l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre est incontestable. Dans le cadre du projet CASTOR, une expérimentale a été désignée en forêt d'Eu pour accueillir un dispositif expérimental *in situ* long terme pour étudier la réponse de diverses propriétés du sol à des pratiques de préparation mécanisée du site. Un protocole a donc été mis au point pour quantifier l'apport de carbone organique au sol à la suite d'un broyage léger en plein du parterre de coupe. La méthodologie de la veille bibliographique est exposée et les méthodes d'échantillonnages rencontrées sont comparées. Enfin, le protocole retenu est présenté. Une version généralisable du protocole est également fournie.

Mots-clefs : Carbone Organique du Sol, Matière Organique du Sol, Dispositif expérimental *in situ*, Caractérisation initiale, Renouvellement forestier

Abstract

In a context of global change, the role of forest ecosystems in mitigating greenhouse gas emissions is indisputable. As part of the CASTOR project, an experimental site was designated in the forest of Eu to host a long-term *in situ* experimental set-up to study the response of various soil properties to mechanised site preparation practices. A protocol was therefore developed to quantify the contribution of organic carbon to the soil following light grinding of vegetation and woody debris. The methodology of the literature survey is described, and the encountered sampling methods are compared. Finally, the chosen protocol is presented. A generalised version of the protocol is also provided.

Keywords : Soil Organic Carbon, Soil Organic Matter, In-situ experimental set-up, Initial characterisation, Forest regeneration

Remerciements

Je tiens à remercier mon encadrant, Lucas, doctorant à ECODIV, pour son accompagnement. Ses nombreux retours pertinents, son aide quotidienne et sa disponibilité absolue n'ont fait qu'accroître le plaisir que j'ai eu à effectuer ce stage. Je lui ai notamment honteusement volé un week-end, crime impardonnable s'il en est, pour bénéficier de ses relectures.

Je remercie également Monsieur Bureau pour m'avoir permis de participer à ce stage. Sa confiance et ses conseils ont été très appréciés au cours de ce travail.

Les autres doctorants du labo, Chloé, Markus, Robinson et Vincent, ont également participé au bon déroulement de ce stage par leur accueil chaleureux et les échanges (parfois) constructifs entretenus au cours de la pause du midi.

Les autres stagiaires et titulaires présents à ECODIV pendant tout ou partie de la période de stage ont également contribué, par leur ouverture et leur amabilité, à la bonne ambiance générale qui caractérise si bien ECODIV.

Je remercie l'équipe pédagogique du laboratoire, pour la qualité de leur enseignement et pour leur implication et leur générosité dans le partage de leurs bibliothèques et références respectives.

Enfin, et même s'ils n'étaient pas directement présents au cours de ce stage, je tiens à témoigner de mon affection pour mes camarades de promotion qui ont largement contribué à faire de cette première année de master une expérience mémorable.

Table des matières

Résumé	i
Abstract	i
Remerciements	ii
Table des matières	iii
Table des figures.....	iv
Table des tableaux.....	iv
Introduction.....	1
Les forêts et leur gestion dans la lutte contre le réchauffement climatique.....	1
Le projet CASTOR.....	2
Objectifs du stage et structuration du rapport	3
État de l’art	4
Le cycle du carbone	4
Le rôle des végétaux dans le cycle du carbone : échanges atmosphère–biomasse	5
Perturbation du cycle du carbone par l’activité anthropique	6
Stock de carbone et dynamique de la matière organique des sols.....	6
Dynamique spontanée des écosystèmes forestiers : le cycle sylvigénétique.....	9
Cycle sylvicole et régénération forestière.....	11
Les rémanents forestiers : définition et importance écologique.....	13
Matériel et méthodes.....	15
Présentation de la parcelle expérimentale	15
Temporalité des campagnes d’échantillonnage.....	16
Méthodologie de la veille bibliographique	16
Mise en place d’un dispositif expérimental long terme en forêt.....	18
Protocole d’estimation et d’échantillonnage des rémanents forestiers	18
Protocole d’estimation de la biomasse herbacée	21
Protocole d’estimation de la biomasse racinaire.....	22
État d’avancement du stage.....	24
Bilan du stage	24
Bibliographie.....	25
Annexes I. Quantification de l’apport de carbone au sol par broyage léger en plein du parterre de coupe (protocole généralisable)	II
Annexe II. Quantification de l’apport de carbone au sol par broyage léger en plein du parterre de coupe (protocole parcelle 80 Forêt Domaniale d’Eu)	IX
Annexe III-1. Fiche de relevés : rémanents forestiers.....	XVI
Annexe III-2. Fiche de relevés : cartographie des points d’intérêt.....	XIX

Table des figures

Figure 1. Le cycle global du carbone, stocks et flux (Ågren & Andersson, 2012)	Erreur ! Signet non défini.
Figure 2. Distribution verticale du carbone organique dans un sol prairial (gauche) et distribution moyenne en 2018 des âges du carbone dans 55 sols de prairies et forêts tropicales (droite) (Basile-Doelsch et al., 2020)	Erreur ! Signet non défini.
Figure 3. Déroulement du cycle sylvigénétique tel qu’initialement défini dans le temps et l'espace, Suserup Skov, 1992 (Emborg et al., 2000)	Erreur ! Signet non défini.
Figure 4. Modèle affiné du cycle forestier illustrant la superficie des changements et des non-changements en hectares, Suserup Skov, 1992-2002 (Christensen et al., 2007)	Erreur ! Signet non défini.
Figure 5. Nomenclature des techniciens forestiers pour désigner les différentes classes de rémanents de d’exploitation (Landmann et Nivet, 2014)	14
Figure 6. Localisation de la Forêt domaniale d’Eu et itinéraire depuis la place Émile Blondel à Mont-Saint-Aignan montrés via Google Maps	15
Figure 7. Schéma du dispositif expérimental	15
Figure 8. Effets de la taille des quadrats sur les mesures de biomasse, de couverture, de densité et de fréquence. (Hill et al., 2005 ; d’après la première édition de 1996 du Ecological Census Techniques: a Handbook de Sutherland et al., la deuxième édition de 2006 étant citée dans ce rapport)	22

Table des tableaux

Tableau 1. Réservoirs de carbone en Pg d’après l’Académie des sciences (2007)	5
Tableau 2. Les différentes classes de rémanents forestiers et leur équivalence dans la nomenclature forestière classique (d’après Landmann et Nivet, 2014 ; Peyron et al., 2021 et Korboulewsky et al., 2021)	13
Tableau 3. Exemples de protocoles d’échantillonnage des rémanents forestiers par transects	19
Tableau 4. Tableau comparatif des méthodes d’échantillonnage des rémanents forestiers selon plusieurs paramètres de fiabilité et de praticité	20
Tableau 5. Exemples de formules utilisées pour calculer le volume des rémanents forestiers	20

Introduction

Les forêts et leur gestion dans la lutte contre le réchauffement climatique

Une forêt se définit comme « *des terres de plus de 0,5 ha avec des arbres de plus de 5 m de haut et une canopée ayant un recouvrement de plus de 10 %, ou des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. [Cette définition] n'inclut pas les terres qui sont principalement utilisées à des fins agricoles ou urbaines.* » Un écosystème forestier peut, lui, « *être défini à différentes échelles. Il s'agit d'un complexe dynamique de communautés de plantes, d'animaux et de micro-organismes et de leur environnement abiotique, qui interagissent en tant qu'unité fonctionnelle reflétant la dominance des conditions et des processus de l'écosystème par les arbres. L'Homme, avec ses besoins culturels, économiques et environnementaux, fait partie intégrante de nombreux écosystèmes forestiers.* » Un écosystème forestier remplit différentes fonctions, les principales étant « *la capture de l'énergie solaire par la photosynthèse et sa conversion en substances organiques, ce qui entraîne des processus tels que la production de biomasse, le cycle de l'eau et des nutriments et la décomposition.* » Par l'accomplissement de ces fonctions, les écosystèmes forestiers rendent à l'Homme des services écosystémiques, définis comme « *les contributions directes et indirectes des écosystèmes forestiers au bien-être humain.* » Les principaux services écosystémiques rendus par les écosystèmes forestiers sont les suivants : (i) « *les services de soutien qui maintiennent les conditions nécessaires à la vie sur Terre, tels que la capture de la lumière [et du carbone atmosphérique] et le cycle des nutriments* » ; (ii) « *les services d'approvisionnement, tels que la nourriture et l'eau* » ; (iii) « *les services de régulation, tels que la lutte contre les inondations et les maladies* » et (iv) « *les services culturels, tels que les avantages spirituels, récréatifs et culturels* » (définitions d'après [Bastrup-Birk et al., 2016](#)). Les forêts sont également un compartiment source de biodiversité ([Sayer et al., 2004](#) ; [Gallemant et al., 2007](#) ; [Bastrup-Dirk et al., 2016](#)).

Les forêts font partie des écosystèmes qui séquestrent le plus de carbone parmi les écosystèmes terrestres à hauteur de **30% des émissions anthropiques globales annuellement** ([Magnússon et al., 2016](#)), contribuant ainsi à l'atténuation des effets du changement climatique ([Lal, 2005](#) ; [Jonard et al., 2017](#) ; [Mayer et al., 2020](#)).

Toutefois, comme en agriculture, les **pratiques de gestion et d'exploitation sylvicoles** peuvent avoir un **impact sur le cycle du carbone** en influant sur la capacité de séquestration de carbone du sol et en forçant ou non son déstockage ([Jonard et al., 2017](#) ; [Basile-Doelch et al., 2020](#)). De telles pratiques incluent par exemple le broyage des rémanents et le prélèvement de la biomasse ([Landmann et al., 2009](#)). Leurs effets sur le cycle du carbone dans les sols forestiers ne sont pas encore entièrement compris et constituent un enjeu de recherche majeur ([Achat et al., 2015](#) ; [Basile-Doelch et al., 2020](#)). L'élaboration de pratiques plus durables permettant de concilier les enjeux écologiques et économiques en lien avec les écosystèmes forestiers fait actuellement l'objet de réflexions importantes ([Pellerin et al., 2020](#)). Par conséquent, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour quantifier l'impact des pratiques de gestion sylvicole sur le stockage et les flux de carbone dans les sols forestiers et pour identifier celles qui optimisent le piégeage du carbone ([Sutinen et al., 2009](#) ; [Pellerin et al., 2020](#)).

Développer des stratégies de **gestion forestière durable** qui équilibrent les objectifs écologiques et économiques tout en atténuant les effets du changement climatique nécessite de comprendre l'impact des pratiques de gestion forestière sur le carbone des sols forestiers ([Pellerin et al., 2020](#)). Il est donc

essentiel de **quantifier les entrées et sorties de carbone** au niveau de sites expérimentaux. Plusieurs projets ont permis d'entamer l'étude des impacts de diverses pratiques de gestion sylvicole sur les stocks de carbone organique du sol (COS) et la dynamique de la matière organique du sol (MOS), comme le réseau MOS (Akroume *et al.*, 2017) et le projet CAPSOL (Collet *et al.*, 2018). Le projet CAPSOL manque cependant d'un **état initial détaillé** de ses sites expérimentaux, qui permettrait une comparaison temporelle et quantitative des capacités de séquestration de carbone du sol et de sa dynamique en fonction ou non de l'application d'une gestion sylvicole. Combler ce manque est l'un des objectifs du **projet CASTOR**, dans le cadre duquel s'inscrit ce stage (Akroume, 2022).

Les rémanents forestiers, ou rémanents d'exploitation, sont par exemple une source importante de matière organique dans les sols forestiers et leur décomposition contribue à la libération de carbone dans l'atmosphère et les sols (Krueger *et al.*, 2017). Le broyage de ces rémanents forestiers avant le renouvellement d'un peuplement est une pratique courante de préparation du site afin de faciliter les conditions de plantation (CRPF, 2013 ; Collet *et al.*, 2014 ; Pellerin *et al.*, 2020).

Des études ont montré que le broyage du parterre de coupe peut augmenter la disponibilité de la matière organique piégée dans les rémanents forestiers, stimuler l'activité des micro-organismes et donc libérer davantage de CO₂ dans l'atmosphère (Collet *et al.*, 2014 ; Magnússon *et al.*, 2016 ; Pellerin *et al.*, 2020). Cependant, la littérature suggère que le broyage des rémanents peut également augmenter la quantité de carbone entrant dans le compartiment du sol et favoriser la séquestration du carbone (Magnússon *et al.*, 2016 ; Pellerin *et al.*, 2020). L'arbitrage entre coûts et bénéfices économiques et écologiques de telles pratiques sylvicoles est donc complexe.

Le projet CASTOR

Le projet CASTOR (**comportement du CARbone STOCKé dans les sols lors de la Reconstitution des peuplements forestiers par plantation avec préparation mécanisée du site**) est un projet de recherche collaboratif mené par l'**Office National des Forêts**, plus spécifiquement le **département Recherche, Développement et Innovation** (ONF RDI), qui vise à étudier le comportement du carbone stocké dans les sols lors de pratiques de renouvellement forestier impliquant une préparation mécanisée du site (PMS). Il est le fruit d'une collaboration entre plusieurs institutions de recherche et organismes, notamment le laboratoire **Étude et Compréhension de la bioDIVERSITÉ** (ECODIV USC-INRAE) où s'est déroulé le présent stage.

Le projet est motivé par la nécessité de mieux comprendre les effets des pratiques de gestion forestière sur diverses propriétés des sols, notamment le stockage du carbone qui joue un rôle essentiel dans l'atténuation du changement climatique (Jonard *et al.*, 2017 ; Akroume, 2022). Le principal objectif scientifique et technique du projet CASTOR est d'**identifier et documenter les méthodes de PMS avant plantation offrant le meilleur compromis entre réussite de plantation et moindre perturbation du sol et de ses fonctions** (Akroume, 2022). Cela donne lieu à cinq sous-objectifs : (1) comprendre le fonctionnement des sols forestiers et les modifications induites par ces perturbations (expérimentation *in situ*), (2) identifier la réponse à court terme des stocks de carbone organique du sol à une PMS sur un gradient de sensibilité au déstockage de COS (en situations de gestion réelles type « chantier documenté »), (3) amorcer la conception d'un indice opérationnel de sensibilité des sols au risque de perte de COS après PMS, (4) élaborer une méthode simplifiée de diagnostic de la qualité structurale des sols avant et après PMS à destination des praticiens et (5) poursuivre le transfert des connaissances vers les praticiens et les sensibiliser aux enjeux multiples de la plantation et aux choix des méthodes de PMS selon le contexte de leur mise en œuvre. Le projet

CASTOR consiste donc en partie en la « *caractérisation initiale du sol et de l'hétérogénéité spatiale avant préparation mécanisée du site* » qui constitue le sujet de ce rapport. Cela permettra de quantifier les effets du broyage du parterre de coupe sur distribution de la matière organique et sur le stock de carbone du sol. Cette étape comprend également la réalisation d'une cartographie infrarouge (NIRS/MIRS) de l'hétérogénéité du sol.

Objectifs du stage et structuration du rapport

Le stage a débuté le 04/04/2023 et se terminera le 31/07/2023. Le présent rapport est un **rapport d'avancement** et rendra donc compte des tâches réalisées au jour de son rendu.

L'objectif est l'établissement d'un **protocole d'échantillonnage** permettant de quantifier l'apport de **carbone organique** au sol à la suite d'un **broyage léger en plein**. Le stagiaire a également participé à une **prospection** de la parcelle expérimentale au début de la période de stage. Il est prévu que le stagiaire participera aux différentes **campagnes d'échantillonnage** incluses dans la période du stage et au **traitement des échantillons** ramenés du terrain (séchage, tamisage, broyage et passage à l'analyseur CHN).

Afin de répondre à cette problématique, le présent rapport s'articule en quatre parties. Premièrement, un **état de la connaissance scientifique** sur le cycle du carbone est réalisé. Une attention particulière est portée sur l'importance que revêtent les forêts dans ce cycle et sur les pratiques de préparation mécanisée du site en lien avec la régénération des peuplements et leur impact sur le carbone organique du sol. Ensuite, le **site expérimental** et la méthodologie adoptée pour la **veille bibliographique** sont présentés. Les **protocoles d'échantillonnage mis au point** sont exposés. Enfin, un point est fait sur l'**avancement du projet** à l'heure de rendu du présent rapport.

État de l'art

Le cycle du carbone

Le carbone est le **4^e élément** le plus abondant dans l'univers. Il est aussi l'élément fondamental de la vie terrestre, la teneur moyenne en carbone des êtres vivants étant le décuple celle de la Terre (*Académie des Sciences, 2007*). On estime que le carbone représente environ 16 % de la biomasse fraîche et 40 % de la biomasse sèche (*Frontier et al., 1991*). Il a également une grande importance dans la lutte contre le changement climatique, car c'est son émission par les activités anthropiques notamment sous forme de CO_2 , par combustion des carburants fossiles et suite aux changements d'utilisation des sols et à l'agriculture, qui est la cause principale du forçage radiatif menant à l'accroissement de l'effet de serre et au changement climatique (*Pellerin et al., 2020*). La Erreur ! Source du renvoi introuvable. récapitule les compartiments et flux impliqués dans le cycle global du carbone.

Le carbone est présent sur le globe sous **forme minérale** (dioxyde de carbone CO_2 , ion hydrogénocarbonate HCO_3^- et ions carbonates comme le carbonate de calcium CaCO_3) ainsi que sous **forme organique** (constituants variés des molécules organiques, glucides, lipides, protéines) (*Académie des Sciences, 2007*). Une molécule est dite organique dès lors qu'elle comprend des atomes de carbone liés à des atomes d'hydrogène C-H (*Pellerin et al., 2020*).

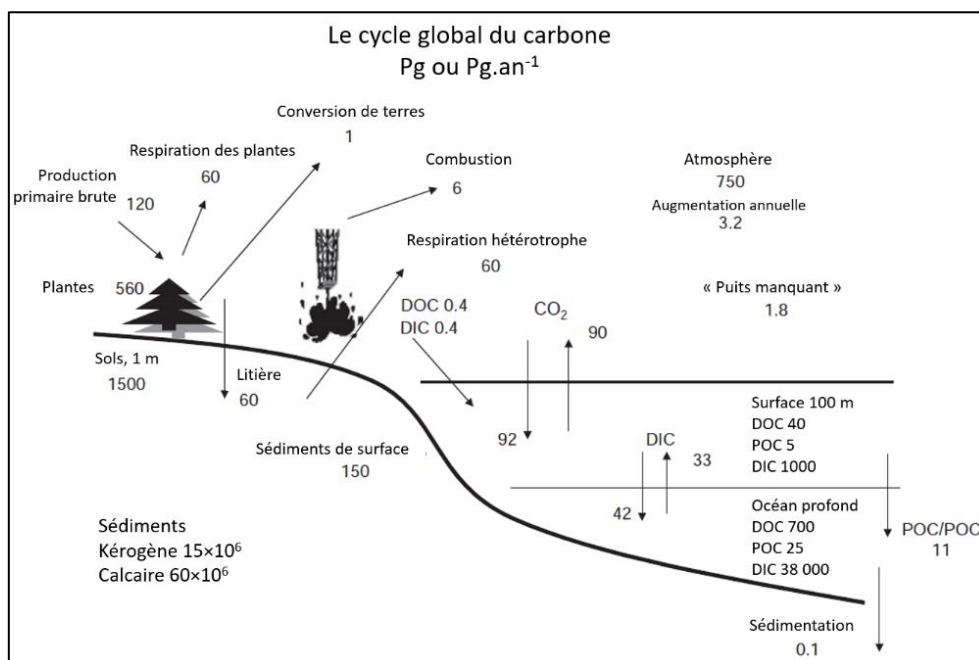


Figure 1. Le cycle global du carbone, stocks et flux (Ågren & Andersson, 2012)

Le carbone est stocké dans trois compartiments à l'échelle planétaire : l'**atmosphère**, qui contient uniquement du carbone minéral, les **océans** et la **biosphère continentale**, qui contiennent du carbone sous forme minérale et organique. Le cycle du carbone est donc un processus spontané par lequel le carbone est stocké et échangé entre ces trois compartiments sous différentes formes et pendant différentes durées (*Académie des Sciences, 2007*). Le **tableau 1** donne une estimation du stock de carbone dans les différents compartiments terrestres, mais d'après *Girard et al. (2005)*, de telles valeurs courent le risque d'être fortement sous-estimées du fait de notre compréhension incomplète notamment des boucles de rétroaction mises en jeu lors du cycle global du carbone.

Le cycle du carbone fait partie des grands **cycles biogéochimiques** et est probablement le mieux renseigné d'entre eux (**Académie des Sciences, 2007**). Le **cycle du carbone** représente donc « l'ensemble des processus impliqués dans la circulation permanente des éléments entre le sol et la plante [...], puis entre la plante et le sol [...], incluant les processus de biodégradation et de minéralisation de la matière organique, ainsi que le recyclage interne à la plante de nutriments des organes âgés vers les organes en croissance » (**Girard et al., 2005**).

Tableau 1. Réservoirs de carbone en Pg d'après l'Académie des sciences (2007)

Compartiment terrestre	Forme du carbone	Sous-compartiment	Stock (PgC)
Atmosphère Biosphère Hydrosphère	Inorganique	CO ₂ atmosphérique	0,66.10 ³
		Océan, carbone dissous	38.10 ³
		Carbonates des sols	1,1.10 ³
	Organique	Matière organique des sols	1,6.10 ³
		Tissus des plantes terrestres	0,95.10 ³
		Océans, carbone dissous	0,60.10 ³
		Sédiment superficiel	1,0.10 ³
Roches sédimentaires	Inorganique	Carbonates	60.10 ⁶
	Organique	Kérogène, charbons, etc.	15.10 ⁶
Croûte continentale		Croûte continentale siliceuse	7.10 ⁶
Manteau		Manteau supérieur	≈5.10 ⁸

Le rôle des végétaux dans le cycle du carbone : échanges atmosphère–biomasse

Le carbone atmosphérique est fixé principalement par la **photosynthèse** des végétaux supérieurs et accessoirement par les algues, lichens et bactéries photosynthétiques. En effet, les plantes absorbent le CO₂ atmosphérique lors de la photosynthèse oxygénique, ce qui leur permet, par absorption de photons et oxydation de l'eau, de piéger l'énergie solaire dans des liaisons carbone-carbone selon la réaction de base suivante : $CO_2 + H_2O + h\nu \rightarrow CH_2O + O_2$ (**Girard et al., 2005 ; Weil & Brady, 2017**), $h\nu$ représentant l'énergie d'un photon capté par un photosystème. Ce faisant, les végétaux synthétisent des produits de photosynthèse, ou photosynthétats, les premiers étant des glucides (C_nH_{2n}O_n) comme le glucose (C₆H₁₂O₆). À partir des premiers produits de photosynthèse, les plantes produisent diverses molécules qui peuvent avoir plusieurs rôles : certaines servent de **source d'énergie** pour le métabolisme de la plante et subissent la respiration qui restitue leur carbone à l'atmosphère, d'autres jouent un rôle dans les **interactions** intra et interspécifiques (défense, allélopathie, etc.) et d'autres encore jouent un **rôle structural ou de réserve** et servent donc à constituer la biomasse végétale (**Weil & Brady, 2017**).

Cette biomasse constitue un stock de carbone à plus ou moins long terme. La croissance permet aux plantes, qui se comportent comme un système ouvert, de maintenir un équilibre entre la formation de nouveau tissu et la sénescence des tissus âgés (**Schulze et al., 2000**). Cette sénescence est due au phénomène de mort cellulaire programmée appelé **apoptose**. L'équilibre croissance/sénescence est lié à l'équilibre photosynthèse/respiration et s'explique par le fait que la croissance et sa respiration associée ne peuvent pas excéder le coût de maintien physiologique des tissus vivants. L'apoptose a deux conséquences chez les végétaux : la chute des tissus morts, qui constitue la **litière**, ou la conservation des tissus morts à des fins **structurales**, c'est par exemple le cas chez les arbres qui conservent leur bois de cœur ou duramen pour sa fonction de soutien malgré l'absence de cellules vivantes dans ce tissu (**Schulze et al., 2000**). L'immobilisation du carbone dans la biomasse végétale permet également son passage dans les **réseaux trophiques**. Les plantes sont les producteurs

primaires qui sont consommés par les consommateurs primaires, puis secondaires et tertiaires. Ces consommateurs peuvent être des animaux, auquel cas on estime que la moitié du carbone consommé est restituée à l'atmosphère et que l'autre moitié est envoyée au compartiment sol sous forme de déchets ou résidus métaboliques et de tissus morts (Quibel, 2020).

Ainsi, lors de la mort de l'organisme, de la production de tissus morts par sénescence, de la rhizodéposition ou suite à la consommation par d'autres organismes, de la biomasse morte est envoyée à l'interface avec le **compartiment sol**. Les organismes hétérotrophes du sol (décomposeurs, détritivores, etc.) consomment alors la biomasse morte et libèrent l'énergie piégée dans la matière organique pour leur métabolisme. Cela a pour effet de restituer progressivement le carbone organique à l'atmosphère sous forme de CO₂ et de remettre les éléments constitutifs de la biomasse consommée à disposition des plantes pour leur croissance (Schulze *et al.*, 2000). Une autre partie de la biomasse morte partiellement décomposée est piégée dans la matière organique du sol où elle peut être immobilisée pour une durée importante ou être consommée par les micro-organismes du sol.

Perturbation du cycle du carbone par l'activité anthropique

Le cycle du carbone subit une perturbation par l'activité humaine. Les apports anthropiques de carbone atmosphérique ont un impact majeur sur la dynamique climatique planétaire (Académie des sciences, 2007). La moitié du CO₂ anthropique est piégée dans les océans et un quart est absorbé par l'atmosphère. Il en reste cependant un quart dont le devenir est inconnu, on parle du « *puits manquant* » (Ågren & Andersson, 2012).

S'il est possible d'augmenter la fixation de carbone par les écosystèmes, une potentielle réduction du changement climatique est alors envisageable. Il semble cependant que la **capacité de fixation** de carbone atmosphérique des écosystèmes terrestres et marins **déccline**, il est donc possible qu'une plus grande proportion de CO₂ anthropique soit maintenue dans l'atmosphère et contribue au changement climatique (Chapin *et al.*, 2011 ; Ågren & Andersson, 2012).

Il est essentiel de comprendre l'impact des activités humaines sur le cycle du carbone pour développer des **pratiques durables** qui équilibrent les objectifs économiques et écologiques tout en atténuant les effets du changement climatique. En encourageant les pratiques qui réduisent les émissions de carbone et renforcent le piégeage du carbone dans les écosystèmes, nous pouvons contribuer à atténuer les effets du changement climatique comme suggéré dans l'initiative **4P1000** lancée en France en 2015 au cours de la COP21 (Jonard *et al.*, 2017 ; Pellerin *et al.*, 2020).

Stock de carbone et dynamique de la matière organique des sols

Principalement constituée de litière végétale, de rhizodépôts et de biomasse microbienne, la matière organique du sol représente un continuum de molécules organiques à divers stades de décomposition (Basile-Doelsch *et al.*, 2020). La distribution verticale de la MOS suit un gradient d'abondance décroissant en fonction de la profondeur, le stock de carbone des sols est donc principalement situé dans les horizons superficiels. D'après Basile-Doelsch *et al.* (2020), les sols forestiers peuvent compter 400 g_c.kg⁻¹ de sol dans les horizons holorganiques, 100 g_c.kg⁻¹ sur le premier cm de l'horizon organominéral et moins de 5 g_c.kg⁻¹ à partir d'une profondeur de 1 m. Il en va de même pour l'âge du carbone (Erreur ! Source du renvoi introuvable.Erreur ! Source du renvoi introuvable.), avec 10 % du stock à 30 cm daté à mille ans ou plus contre 55 % à 1 m. C'est aussi dans les couches superficielles du sol qu'a lieu la majorité des variations du stock de carbone (Jonard *et al.*, 2017). On note cependant

que la plus faible concentration de carbone dans les sols profonds n'est pas nécessairement un reflet de leur capacité de séquestration, car il est possible qu'ils n'aient pas encore atteint leur seuil de saturation (Lal *et al.*, 2015). La matière organique du sol est soumise à différentes variations car elle est fortement réactive, car elle représente une source énergie pour les organismes du sol, notamment les micro-organismes, et car elle est préférentiellement exportée par l'érosion du fait de sa proximité à la surface du sol et de sa faible densité. Ces variations dépendent du bilan entre les gains et les pertes de matière organique (Lal *et al.*, 2015). La dynamique de la MOS est définie selon deux types de mécanismes : la stabilisation et la déstabilisation.

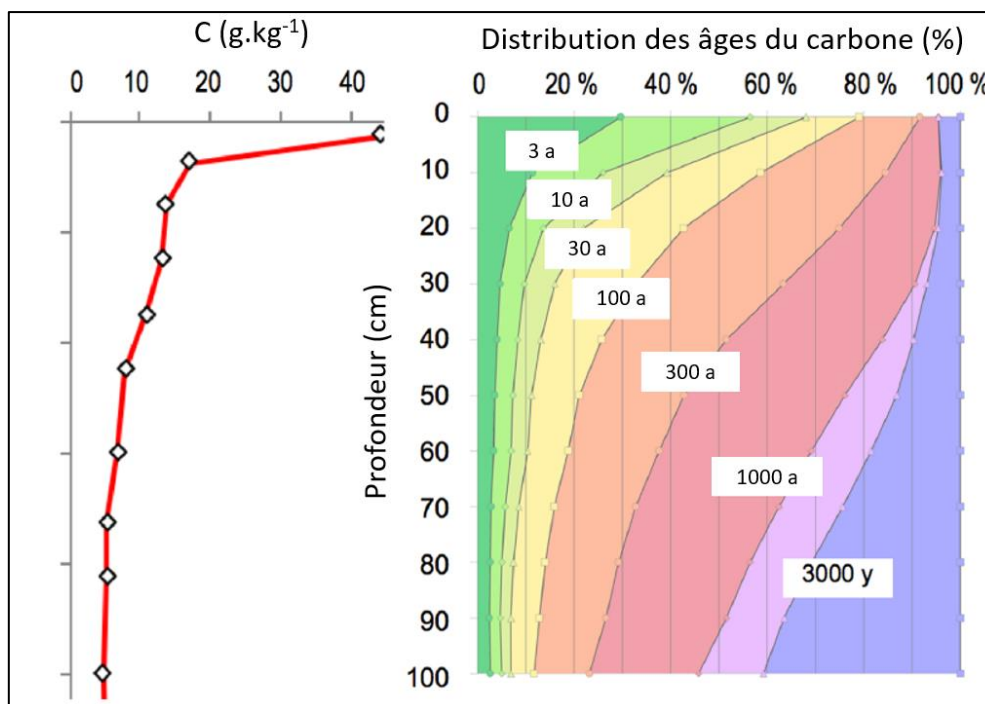


Figure 2. Distribution verticale du carbone organique dans un sol prairial (gauche) et distribution moyenne en 2018 des âges du carbone dans 55 sols de prairies et forêts tropicales (droite) (Basile-Doelsch *et al.*, 2020)

La **stabilisation de la MOS** revient à augmenter sa durée de vie dans le sol en prévenant son relargage dans l'atmosphère suite à l'action des micro-organismes ou par lessivage.

Le premier processus de stabilisation de la MOS est la **protection physique** par la structure et l'agrégation du sol. L'inclusion de la matière organique au sein des micro ou macro-agrégats a plusieurs conséquences (Six *et al.*, 2002) : (i) la ségrégation de la biomasse microbienne et de la MOS et (ii) la réduction de la diffusion de l'oxygène et des enzymes microbiennes jusqu'à la MOS (donc une réduction de l'activité biologique au sein des agrégats). En effet, c'est sur la surface des agrégats que les micro-organismes sont les plus abondants. À l'inverse, c'est au centre des agrégats qu'est située la majeure partie de leur matière organique. Des différences structurelles ont également été montrées entre la MOS libre et la MOS située dans les agrégats : la fraction incorporée dans les agrégats a une plus grande teneur en C et en N, elle contient davantage de molécules organiques à longue chaîne carbonée comme des acides gras et des peptides et moins de sucres et de polysaccharides. De plus, la structure et l'hétérogénéité du sol limite l'accès des micro-organismes à leur substrat car différentes communautés de micro-organismes se situent dans différents micro-habitats correspondant aux différentes porosités du sol, les bactéries pouvant par exemple accéder à des porosités plus petites que les hyphes mycéliens (Lützow *et al.*, 2006 ; Basile-Doelsch *et al.*, 2020). Les micro-agrégats sont également plus stables que les macro-agrégats, ils ont donc une plus grande durée de vie et séquestrent leur matière organique sur de plus longues périodes (Lützow *et al.*, 2006), et leur stabilité est maximale en présence d'argiles et d'oxydes de fer (Six *et al.*, 2002). La dimension des pores où est

localisée la matière organique joue donc un rôle important sur sa vitesse de minéralisation. De plus, la forme des agrégats joue également un rôle : les micro-agrégats forment des micro-sites qui limitent la diffusion de l'O₂ et l'accès des enzymes à la MOS, elle y est donc protégée de l'action des micro-organismes (Basile-Doelsch *et al.*, 2020).

La **stabilisation chimique** de la matière organique par ses interactions avec les argiles et limons du sol est un autre mécanisme régissant la dynamique de la MOS. L'association de la MOS avec les particules de dimension <2 µm, qui correspondent à la classe granulométrique des argiles, a un effet positif sur sa durée de vie et l'importance du stock (Six *et al.*, 2002). La présence de limon en plus de la présence d'argile semble également avoir un effet positif sur la séquestration de carbone organique, car ces particules plus larges (entre 2 et 50 µm) présentent une plus grande quantité de carbone pour lier le complexe organominéral dans l'agrégat (Basile-Doelsch *et al.*, 2020). Cependant, le type d'argile joue également un rôle : les sols dominés par les argiles 1:1 sont plus susceptibles de contenir des oxydes de fer et d'aluminium, qui ont une forte capacité de floculation et peuvent donc réduire la séquestration de matière organique par le sol. (Six *et al.*, 2002). L'intercalation de la matière organique dans les phyllosilicates 2:1 est surtout permise dans les sols acides.

La stabilisation de la matière organique du sol est aussi due à l'**activité biologique**. L'activité microbienne représente la majorité de la décomposition du COS, tandis que les animaux du sol n'utilisent qu'une petite fraction (10-15 %) de l'énergie du COS. Les mécanismes d'origine biologique tels que la formation de micro-agrégats stables et de composés non hydrolysables jouent un rôle essentiel dans la stabilisation des SOC. Les cellules microbiennes, les exsudats racinaires et les sécrétions de la faune (ex. mucus) contribuent à la formation de micro-agrégats, qui se combinent ensuite pour former des macro-agrégats plus importants (>250 µm) grâce à l'enchevêtrement de matières organiques particulières, d'hyphes fongiques et de racines fines (Lützow *et al.*, 2006 ; Lal *et al.*, 2015 ; Basile-Doelsch *et al.*, 2020).

On note cependant que la classification de ces différents processus selon leur nature ou origine physique, chimique et biologique fait l'objet de critiques car ces différentes catégories ne sont pas définies de la même manière par tous les auteurs. Lützow *et al.* (2006) donnent l'exemple de la formation de complexes organominéraux, considérée par certains comme un phénomène de protection physique et par d'autres comme un phénomène chimique au vu des interactions qui lient la matière organique et les minéraux du complexe.

À l'inverse des mécanismes de stabilisation, certains phénomènes provoquent la **déstabilisation de la matière organique du sol**.

L'**érosion** est le principal facteur de dégradation des sols à l'échelle de la dizaine d'années et plus. Elle dépend fortement des conditions climatiques et est principalement due à l'action de l'eau. L'érosion est en moyenne 100 fois plus intense dans les agrosystèmes intensifs que dans les écosystèmes naturels et cause des pertes importantes de carbone organique sous forme dissoute. Le passage d'exploitations en agriculture de conservation permet de mitiger le problème. L'hétérogénéité spatiale du taux d'érosion est donc fortement liée à l'histoire de la gestion du site étudié (Basile-Doelsch *et al.*, 2020). Cependant, le carbone exporté par l'érosion n'est pas une perte nette car, à l'échelle d'un bassin versant, il est transféré d'un site à l'autre par les eaux.

Un autre flux d'exportation de carbone est la **minéralisation**. Elle est due à la respiration des micro-organismes qui excrètent ensuite des composés non organiques (CO₂, H₂O, NH₄⁺...). La respiration des sols due aux racines, aux micro-organismes et à la faune émet ainsi 10 fois plus de CO₂ annuellement que les activités anthropiques. L'activité microbienne varie en fonction de plusieurs paramètres : la diversité physiologique des espèces, la disponibilité des ressources trophiques nécessaires au

métabolisme microbien et les conditions environnementales telles que la température, le pH, l'humidité, etc. L'activité microbienne augmente avec la température, ce qui est cause d'inquiétude au vu du changement climatique (Basile-Doelch *et al.*, 2020).

La **perturbation physique** est aussi une source de perte de carbone. C'est particulièrement vrai dans le cas du labour car il déstructure le sol et détruit une partie des agrégats du sol, dont les plus stables, ce qui aboutit au transfert de carbone d'une fraction protégée à longue durée de vie à une fraction à faible durée de vie. Il y a perte de macro-agrégats riches en carbone organique et gain de micro-agrégats pauvres en carbone organique. Il y a donc remise d'une partie de la matière organique précédemment protégée à disposition des micro-organismes qui la métabolisent et la rejettent sous forme de CO₂. La capacité de séquestration de carbone d'un sol est donc en partie dépendante de son utilisation historique (Six *et al.*, 2002 ; Lal *et al.*, 2015 ; Basile-Doelch *et al.*, 2020 ; Mayer *et al.*, 2020). Le feu est aussi une perturbation physique avec une forte incidence sur le stock de carbone en contexte forestier. L'impact dépend de sa température, de sa durée, de l'abondance et de la distribution de la matière organique dans le profil et des conditions climatiques et des modifications de la vitesse de décomposition qui suivent l'incendie (Lal, 2005).

Dynamique spontanée des écosystèmes forestiers : le cycle sylvigénétique

Une forêt n'est pas un milieu statique mais un **écosystème dynamique**. C'est Watt (1947) qui a le premier interprété les communautés végétales, notamment les forêts, comme ayant « *un mode de fonctionnement qui se maintient et se régénère* » (van der Maarel, 1996). Ensuite, Oldemann (1990) définit la dynamique des forêts comme une trajectoire successione cyclique qu'il appelle **cycle mosaïque** en référence à son déroulement constant sur l'ensemble de la forêt et de façon asynchrone par tâches. Par la suite, le modèle de cycle forestier a été appliqué à des forêts individuelles puis révisé et généralisé, comme dans le cas de la forêt décidue tempérée et quasi-naturelle de Suserup Skov au Danemark dont la dynamique a été modélisée d'après la théorie d'Oldemann (Emborg, Christensen et Heilmann-Clausen, 2000) et révisée (Christensen, Emborg et Nielsen, 2007) afin de développer un modèle de cycle forestier généralisable à l'ensemble des forêts tempérées. Il peut être décrit à l'aide d'un modèle comportant des phases distinctes qui sont définies et différenciées sur la base de critères mesurés sur le terrain et est représenté en Erreur ! Source du renvoi introuvable..

La forêt est donc un écosystème dynamique qui suit une succession cyclique : le **cycle sylvigénétique**. Il se divise en **plusieurs phases**, chacune marquée par des critères spécifiques définis en fonction de la couche de canopée la plus élevée dans une zone spécifique de la forêt. En observant et en mesurant ces critères, les chercheurs et les gestionnaires forestiers peuvent caractériser et suivre efficacement la progression et la dynamique du cycle forestier. Sont données ci-après les durées respectives de chaque phase du cycle telles que mesurées par Emborg *et al.* (2000) à titre indicatif sur un **cycle complet** estimé à **284 ans**.

La première phase est dite "**phase d'innovation**" ou de régénération et commence lorsque la régénération est bien établie dans une clairière. Elle est identifiée lorsqu'il y a plus de 5 plantes vivantes correspondant à des régénérats de plus de 20 cm de haut par mètre carré. Durée : **14 ans**.

La phase suivante est la "**phase d'aggradation**" ou de croissance, qui commence lorsque la végétation en régénération a dépassé et dominé la végétation concurrente. Cette phase est observée lorsque les plantes en régénération atteignent 3 mètres de hauteur. Durée : **56 ans**.

La phase suivante est appelée "**phase biostatique précoce**" ou de maturité et commence lorsque les arbres atteignent la strate supérieure de la canopée, soit une hauteur de 25 mètres. Durée : **96 ans**.

La "**phase biostatique tardive**" ou de sénescence commence lorsque les arbres ont vieilli et présentent des cicatrices et des blessures et deviennent plus vulnérables aux dégâts biotiques et abiotiques. Cette phase est atteinte lorsque les arbres ont atteint un certain diamètre à hauteur de poitrine (ou DHP, *Diameter at Breast Height*) de 80 cm. Durée : **108 ans**.

La **phase finale** est dite "**de dégradation**" et commence lorsque les arbres qui se détériorent génèrent des trouées permanentes dans la canopée qui sont suffisamment grandes (plus de 100 mètres carrés) pour permettre la régénération et non pas être comblées par la croissance latérale des arbres voisins. Durée : **10 ans**.

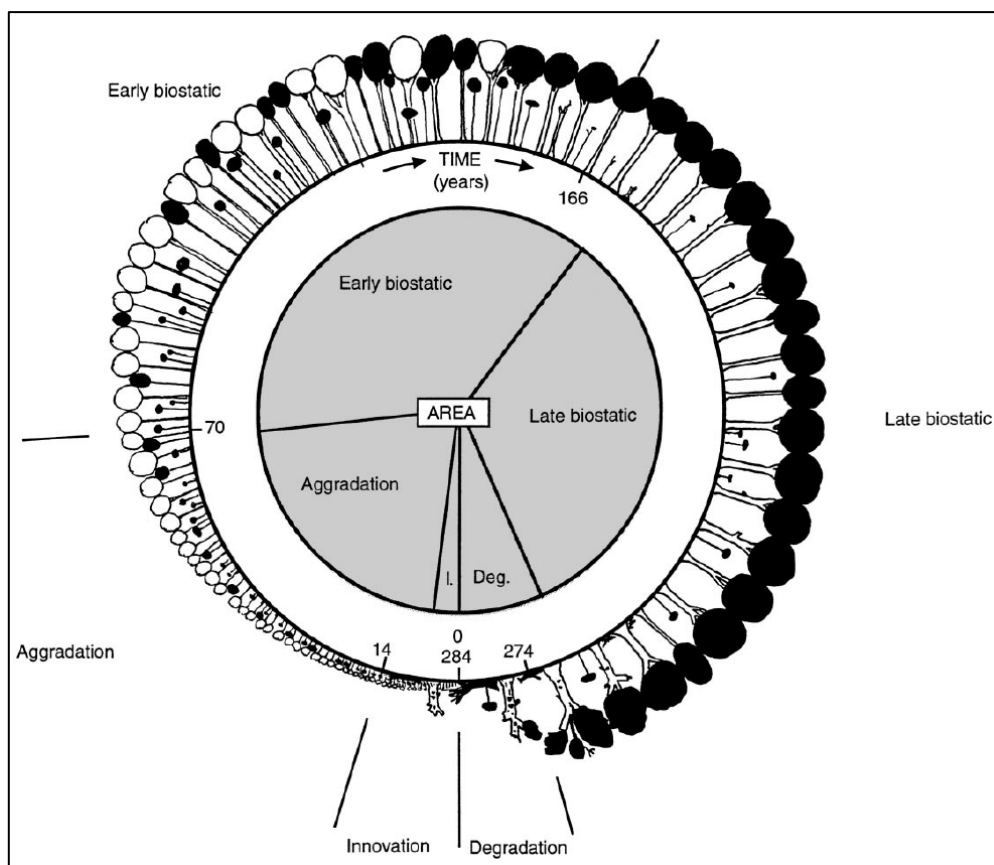


Figure 3. Déroulement du cycle sylvigénétique tel qu'initialement défini dans le temps et l'espace, Suserup Skov, 1992. Le diagramme du milieu montre la superficie cumulée relative de chaque phase du cycle dans la forêt. Le cercle extérieur indique la durée calculée de chaque phase du cycle forestier en années à partir du début du cycle. La structure typique de la forêt tout au long du cycle forestier est illustrée. On note la microsuccession du climax de *Fraxinus excelsior* (blanc) à *Fagus sylvatica* (noir) pendant l'innovation, l'aggradation et les premières phases biostatiques (Emborg et al., 2000).

Cependant, il a été démontré que **la théorie du cycle sylvigénétique ne s'applique pas parfaitement** même à la dynamique d'une forêt semi-naturelle, et Christensen et al. (2007) décrivent cette dynamique comme « *imprévisible* » après révision du modèle appliqué à la forêt de Suserup Skov (Erreur ! Source du renvoi introuvable.). En effet, l'observation montre que les phases normalement incluses dans le cycle dans un ordre précis peuvent être amenées à passer une phase ou à régresser vers une phase antérieure. Ces **déviations** peuvent s'expliquer par la perturbation due, par exemple, à une **perturbation climatique** comme une tempête ou à la **propagation d'une maladie** qui, en abîmant ou en détruisant des arbres en forme comme sénescents, rouvrent la canopée et forcent le passage d'une phase biostatique à la phase d'innovation. De même, la phase biostatique peut se trouver prolongée et le passage à la phase de dégradation retardé si la croissance latérale des arbres matures ou la croissance verticale des arbres de sous-bois parvient à combler les trouées dans la canopée.

D'un autre côté, les forêts montrent également une **capacité d'auto-entretien importante** malgré la perturbation spontanée comme anthropique (Führer, 2000), on parle donc d'équilibre dynamique. En effet, elles sont capables de revenir à un stade d'équilibre même après perturbation, on parle de **stabilité** ou de **résilience** de l'écosystème. Elles sont aussi capables de ne pas changer malgré une perturbation tant qu'elle ne dépasse pas un certain seuil, on parle alors de **résistance**.

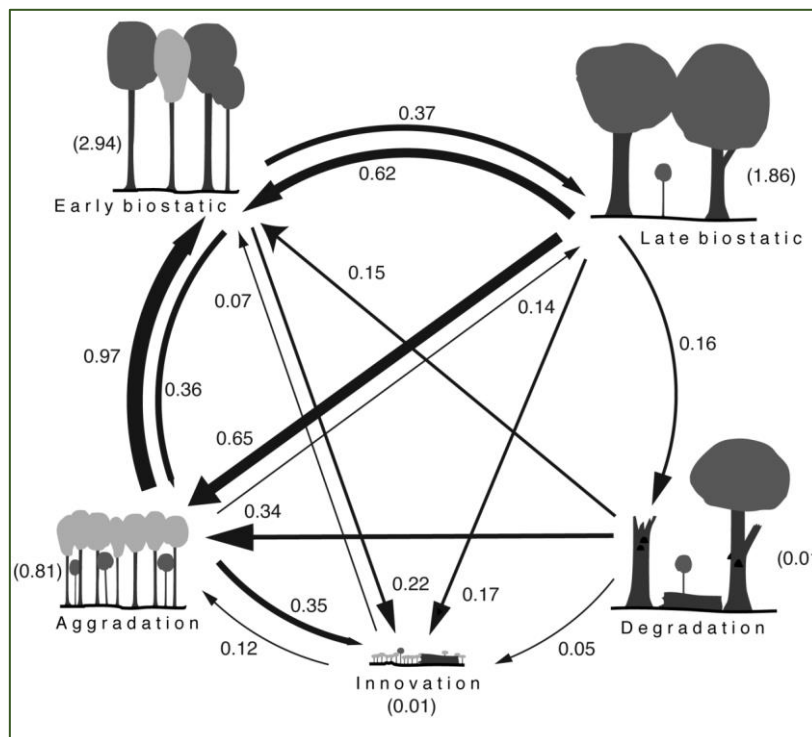


Figure 4. Modèle affiné du cycle forestier illustrant la superficie des changements et des non-changements en hectares, Suserup Skov, 1992-2002. Les nombres inscrits à côté des illustrations des phases correspondent aux zones qui n'ont pas changé. L'épaisseur des flèches indique l'importance des différents processus (Christensen et al., 2007).

Cycle sylvicole et régénération forestière

Alors que le cycle sylvigénétique décrit la dynamique spontanée d'une forêt, le cycle sylvicole englobe la série d'activités et d'étapes nécessaires à la gestion d'un peuplement forestier, depuis sa création jusqu'à sa récolte et sa régénération (ONF, 2019 ; Quibel, 2020 ; ONF, 2021 ; ONF, 2022).

Survenant après la récolte finale d'une parcelle forestière, la régénération du peuplement consiste à établir une **nouvelle génération d'arbres** pour remplacer les arbres récoltés et faire le lien entre deux répétitions du cycle sylvicole. Son objectif est d'assurer la croissance et le développement continu du peuplement forestier. La régénération dépend des objectifs de gestion, qui régissent eux-mêmes la population d'arbres restante, la composition spécifique et la structure d'âge du peuplement, ainsi que des conditions du site. Des **facteurs biotiques et abiotiques** tels que les propriétés du sol, la compétition entre les plants et avec la végétation concurrente ainsi que la pression d'herbivorie et la prolifération de ravageurs (Dumas, 2022) sont pris en compte pour déterminer la méthode de régénération appropriée. Il existe deux méthodes principales de régénération des peuplements : la régénération naturelle et la régénération artificielle.

La **régénération naturelle** s'appuie sur les sources de graines existantes dans la zone exploitée pour établir une nouvelle génération d'arbres par la dispersion des graines par la conservation d'arbres semenciers (Quibel, 2020 ; Gosselin et al., 2021). Le succès de régénération dépend de la production

de semences adéquate, de leur qualité et de conditions de site favorables, comme une humidité et une disponibilité de la lumière suffisantes. Les conditions du milieu nécessaires au bon développement des peuplements sont cependant soumises au changement climatique, ce qui va impacter négativement les capacités de régénération des forêts et nécessitera un renouvellement de certaines essences suite à la modification de leurs aires de répartition respectives (Dumas, 2022). La régénération naturelle a l'avantage d'être peu coûteuse et de ne pas poser le problème de disponibilité des plants en pépinière, de plus les arbres semenciers sont déjà adaptés aux conditions biotiques et abiotiques du milieu et sont susceptibles de produire une descendance possédant ces mêmes caractères bénéfiques à l'objectif de gestion. Cependant, le gestionnaire ne contrôle ni la quantité de graines ni leur emplacement, ce qui donne lieu à des coupes plus fréquentes pour éduquer le peuplement (Quibel, 2020).

La **régénération artificielle** implique une intervention (et donc une perturbation) humaine pour établir de nouveaux arbres dans la zone exploitée. Elle est généralement employée lorsque la régénération naturelle est insuffisante ou lorsque des espèces d'arbres ou des caractéristiques génétiques spécifiques sont souhaitées (Quibel, 2020 ; Decocq et al., 2021). Les techniques de régénération artificielle comprennent l'**ensemencement direct**, où les graines sont plantées directement dans le sol, et la **plantation d'arbres**, où les plants sont plantés manuellement ou à l'aide d'un équipement de plantation mécanique. Les plants sont parfois cultivés dans des pépinières. La production de plants implique la sélection d'espèces d'arbres et de sources génétiques ou d'essences appropriées, adaptées aux conditions du site et aux objectifs de gestion, voire aux modifications des conditions physiques du milieu suite au changement climatique (Collet, 2018 ; Quibel, 2022). Les plants sont cultivés dans des conditions contrôlées jusqu'à ce qu'ils atteignent une taille et une vigueur optimales pour la transplantation sur le terrain. Les plants sont ensuite plantés dans la zone cultivée, généralement manuellement, mais l'utilisation d'un équipement de plantation mécanique est possible en fonction de l'échelle et de l'accessibilité du site. Cette méthode a l'avantage de donner au gestionnaire le contrôle sur la quantité de plants plantés et leur emplacement, donc sur la densité du peuplement, ce qui permet de limiter le nombre d'interventions au cours du développement du peuplement. Avant la plantation, des activités de **préparation du site** telles que la scarification ou la décompaction du sol, l'élimination de la végétation concurrente par travail mécanique ou plus rarement par application d'herbicides (Ammer et al., 2011), peuvent être réalisées afin de favoriser l'établissement des jeunes plants (Quibel, 2020 ; Gosselin et al., 2021).

Une fois que les nouveaux arbres se sont établis, diverses interventions permettent de promouvoir leur croissance et leur développement (ONF, 2021). Ces activités comprennent l'éclaircissement pour réduire la densité des arbres et la compétition et l'élagage pour améliorer la qualité des tiges. La gestion de la végétation concurrente au cours de la croissance des arbres est également une activité efficace pour minimiser la compétition et fournir des conditions de croissance favorables au peuplement régénéré (Quibel, 2020 ; Dumas, 2022). Les soins post-régénération contribuent à façonner la structure, la composition et la productivité futures du peuplement. Le suivi du peuplement régénéré au fil du temps permet de s'assurer qu'il correspond aux objectifs de gestion et s'adapte à l'évolution des conditions environnementales.

La régénération des peuplements garantit la perpétuation de forêts saines et productives. En employant des méthodes de régénération appropriées, en contrôlant le succès des efforts de régénération et en mettant en œuvre des soins post-régénération, les gestionnaires forestiers peuvent gérer les forêts de manière durable et soutenir les valeurs écologiques et économiques à long terme du peuplement (ONF, 2022).

Les rémanents forestiers : définition et importance écologique

Il existe plusieurs définitions des rémanents forestiers. D'après Woodall et al. (2009), ils sont généralement définis comme de la biomasse morte provenant des arbres, excluant la litière. Cependant, cette définition varie en fonction des pays (Tessier du Cros et Lopez, 2009 ; Magnússon et al., 2016 ; Site officiel du Gouvernement du Canada, 2020). La définition retenue dans le cadre de ce rapport est celle qui a été formulée par Landmann et Nivet (2014) dans le rapport final du projet RESOBIO : « Les 'rémanents forestiers' se définissent comme l'ensemble des éléments qui restent sur le parterre de coupe, après exploitation. Au sens strict, il s'agit principalement des menus bois (< 7 cm), mais aussi des branches de diamètre > 7 cm non valorisées au moment de l'exploitation, des chutes et rebus divers, voire des petites tiges de diamètre non marchand mais coupées pour raison sylvicole. Le sens élargi associe les souches, potentiellement valorisables à des fins énergétiques, et le feuillage, susceptible d'être exporté dans certaines conditions d'exploitation bien qu'il ne présente pas d'intérêt énergétique et déprécie même la qualité de la biomasse énergie produite (risque de compostage, taux de fine et de cendre élevés). » D'après Korboulewsky et al. (2021), il a été estimé que 40 à 50 % de la biomasse d'un arbre est laissé sur place sous forme de rémanents de coupe en contexte tempéré. Il s'agit donc d'un compartiment écosystémique (ou d'une ressource économique) importante.

Une distinction peut être faite entre plusieurs classes de rémanents forestiers selon leur diamètre (**tableau 2, figure 5. nomenclature des techniciens forestiers pour désigner les différentes classes de rémanents de d'exploitation (landmann et nivet, 2014).**) : les rémanents forestiers grossiers (*Coarse Woody Debris*, CWD) et les rémanents forestiers fins (FWD), comprenant eux-mêmes les rémanents fins moyens (*Large Fine Woody Debris*, LFWD) et les rémanents très fins (*Very Fine Woody Debris*, VFWD) (Korboulewsky et al., 2021). L'ensemble des rémanents forestiers joue un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers en soutenant de nombreux processus écologiques et apporte des avantages économiques au gestionnaire (Kruys et Jonsson, 1999 ; Landmann et Nivet, 2014 ; Peyron et al., 2021).

Tableau 2. Les différentes classes de rémanents forestiers et leur équivalence dans la nomenclature forestière classique (d'après Landmann et Nivet, 2014 ; Peyron et al., 2021 et Korboulewsky et al., 2021).

Classe de rémanents		Traduction	Classe de diamètre	Équivalence en nomenclature forestière
CWD		Rémanents grossiers	$\varnothing > 7 \text{ cm}$	Bois industriel/Bois énergie
FWD	LFWD	Rémanents fins	$4 < \varnothing < 7 \text{ cm}$	Menus bois
	VFWD	Rémanents très fins	$\varnothing < 4 \text{ cm}$	

Les rémanents forestiers offrent habitats, sites de nidification et possibilités de recherche de nourriture à un large éventail d'animaux, notamment des insectes, ainsi qu'à de nombreux micro-organismes et végétaux comme les hépatiques (Kruys et Jonsson, 1999 ; Gallemant et al., 2021 ; Peyron et al., 2021 ; Korboulewsky et al., 2021). L'ensemble de ces organismes contribue au cycle des nutriments, à la dispersion des graines et à la pollinisation, favorisant ainsi la biodiversité au sein des écosystèmes forestiers (Magnússon et al., 2016).

La **décomposition des rémanents** joue également un rôle important dans le cycle des nutriments et le piégeage du carbone. Ils servent de réservoir de matière organique et libèrent progressivement des nutriments dans le sol au fur et à mesure de leur décomposition. Souvent ignorés dans les inventaires du fait d'un manque de standardisation des protocoles d'estimation (Korboulewsky et al., 2021), les FWD ($\varnothing < 7$ cm) représentent pourtant plus de 40 % du volume de bois mort en forêt (Teissier du Cros et Lopez, 2009). Les FWD comprennent les branches fines, les petites brindilles, les aiguilles et autres fragments de bois. Certains auteurs font référence aux FWD comme ayant « *un diamètre tendant vers zéro* » (Korboulewsky et al., 2021). Malgré leur taille réduite, les FWD jouent un rôle important dans le cycle des nutriments et les processus écosystémiques. Ils contribuent à la couche organique du sol forestier, enrichissant la teneur en matière organique du sol et favorisant la disponibilité des nutriments pour les plantes, et servent de substrat pour la colonisation par des champignons, des insectes et d'autres décomposeurs, facilitant ainsi la décomposition de la matière organique et le cycle des nutriments (Kruys et Jonsson, 1999 ; Magnússon et al., 2016). La décomposition des rémanents est permise par une communauté de décomposeurs, notamment des champignons, des bactéries et des invertébrés, et permet la libération de nutriments dans l'écosystème. Ce processus contribue à la fertilité des sols et soutient la productivité des écosystèmes forestiers (Magnússon et al., 2016 ; Korboulewsky et al., 2021).

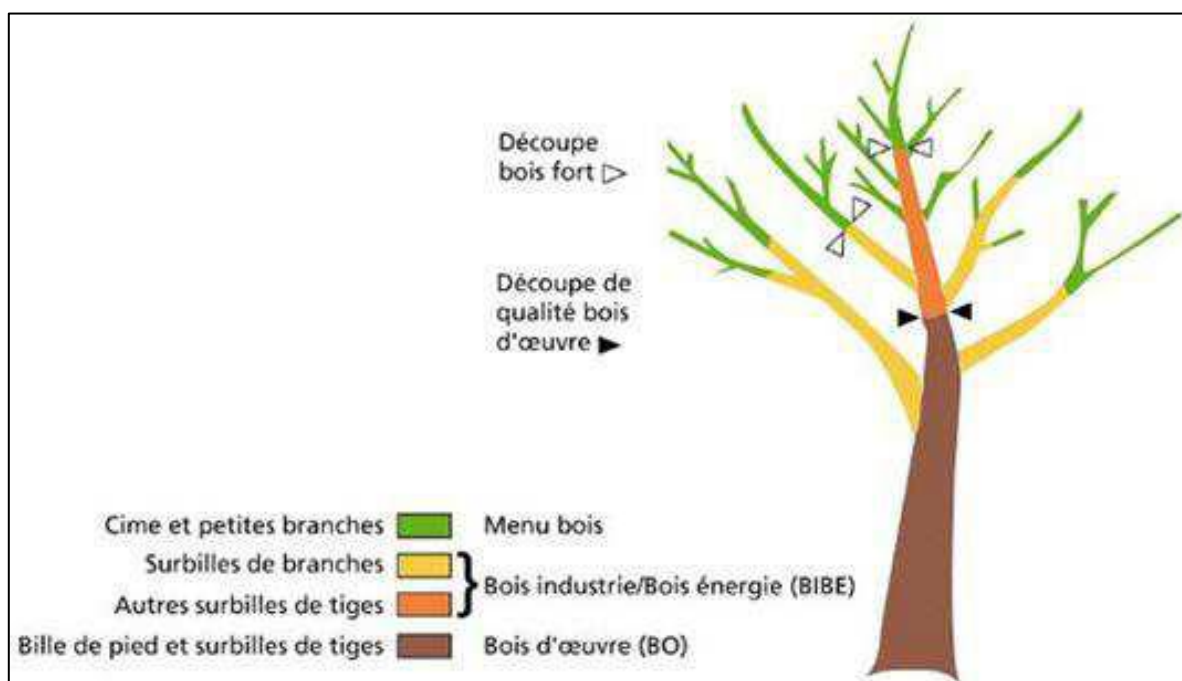


Figure 5. Nomenclature des techniciens forestiers pour désigner les différentes classes de rémanents de d'exploitation (Landmann et Nivet, 2014).

Les rémanents forestiers ont également une valeur marchande. Les CWD en particulier peuvent être récoltés et utilisés comme source d'énergie renouvelable et durable. Leur biomasse, convertie en combustible, contribue ainsi à la diversification des sources d'énergie et réduit la dépendance à l'égard des combustibles fossiles (Peyron et al., 2021). Les rémanents issus de feuillus peuvent également être broyés pour obtenir du bois raméal fragmenté (BRF). Actuellement, la majorité du BRF utilisé en agriculture en France provient de l'élagage de haies et d'arbres têtards, bien qu'il serait pertinent d'y ajouter les produits d'élagage des arbres urbains ou de bord de route. Les copeaux obtenus sont directement épandus sur des terrains agricoles, avec ou sans incorporation dans les 10 premiers cm du sol, afin de stimuler l'activité biologique, et d'améliorer diverses propriétés du sol (Gallemant et al., 2021).

Matériel et méthodes

Présentation de la parcelle expérimentale

L'un des objectifs du projet CASTOR consiste à choisir une parcelle forestière et à y mettre en place un dispositif expérimental visant à étudier les impacts de différentes modalités de préparation mécanisée du site sur les stocks de carbone organique du sol et leur dynamique. Le lieu choisi est la **parcelle n°80 de la Forêt Domaniale d'Eu** située entre Le Tréport et Neufchâtel-en-Bray, à une heure de route d'ÉCODIV (**figure 6, figure 7**). Il s'agit d'une parcelle à **texture limoneuse équilibrée** d'une superficie d'approximativement 4,8 ha. La parcelle a fait l'objet de travaux de préparation du sol en 2016 en vue d'une mise en **régénération naturelle** en hêtre. Le sommier de travaux n'a pas pu être récupéré à ce jour, mais d'après des interlocuteurs de l'ONF, il semblerait qu'il y ait eu un peignage de la végétation accompagnatrice à l'aide d'un outil de type cultivateur canadien. Cette régénération a été considérée comme un échec en 2019 à cause de la forte mortalité des plants à due au gel. Dans le cadre du projet, la parcelle 80 a donc été sélectionnée pour la mise en place du dispositif, sa végétation et ses rémanents seront broyés à l'été 2023 et elle sera plantée en chêne sessile à l'hiver 2023-2024.

Figure 6. Localisation de la Forêt domaniale d'Eu et itinéraire depuis la place Émile Blondel à Mont-Saint-Aignan montrés via Google Maps.

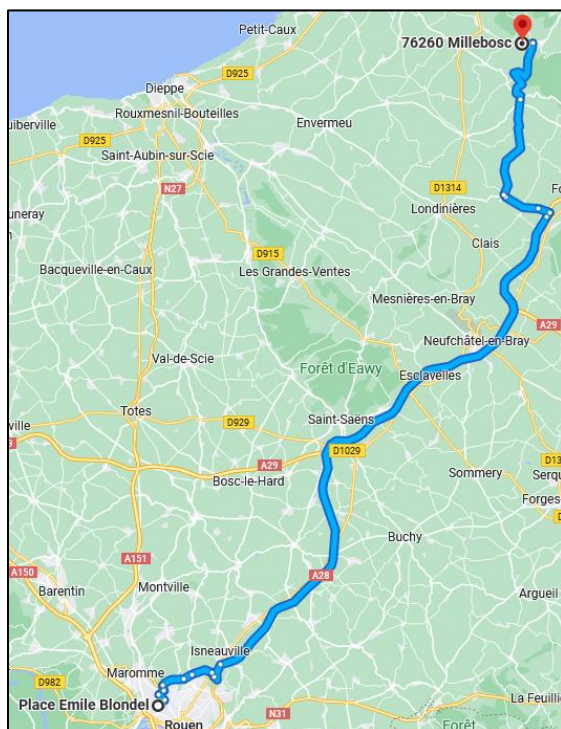


Figure 7. Schéma du dispositif expérimental.



Des unités expérimentales (UE) de $54,4 \times 36 \text{ m}$ ($1958,4 \text{ m}^2$) et $27,2 \times 36 \text{ m}$ ($972,2 \text{ m}^2$) sont disposées sur la parcelle expérimentale. Les grandes UE correspondent à différentes modalités de préparation mécanisée du site en vue de la régénération et les plus petites correspondant au témoin (végétation spontanée). Sur chaque UE est définie une **zone de prélèvement (ZP)** de $41,6 \times 26,5 \text{ m}$ ($1102,4 \text{ m}^2$ donc **2,2 ha échantillonnés**) où des prélèvements de sol sont effectués selon une **grille systématique** établie pour une **cartographie par analyse infrarouge (NIRS/MIRS)** de l'hétérogénéité du sol. Le dispositif expérimental **nécessite 15 UE mais 20 sont étudiées** pour pouvoir déplacer des modalités expérimentales en cas de détection d'une forte **hétérogénéité du sol** par la cartographie NIRS/MIRS.

Une prospection effectuée sur la parcelle expérimentale au début de la période de stage a permis de prendre conscience des faits suivants. La parcelle est assez hétérogène, des tâches de ronciers sont réparties uniformément sur la majorité de la parcelle, cachant souvent une souche et des branchages importants. Des tâches de genêt à balais sont également réparties uniformément sur la majorité de la parcelle, souvent associées aux ronces. Il y a des tâches de fougères aigle sur la partie ouest de la parcelle et il reste de nombreuses souches en place ainsi que quelques chablis. Des rémanents forestiers, dont certains de diamètre important, sont dispersés sur l'ensemble de la parcelle sous la strate herbacée et particulièrement au niveau des ronciers. Des tâches de jonc sont observées sur l'ensemble de la parcelle, formant souvent un creux dans le sol. Des tâches d'arbres encore sur pied sont situées sur les limites de la parcelle, notamment à la limite nord. De jeunes arbres (principalement des hêtres) sont dispersés sur la parcelle à une fréquence estimée relativement faible. Les cloisonnements sont difficilement observables, en particulier sur la partie ouest.

Temporalité des campagnes d'échantillonnage

Effectuer un **état initial** aussi détaillé que possible permettra de mesurer quantitativement les variations des paramètres observés au cours du temps. À cette fin, des protocoles ont été mis au point pour quantifier l'ensemble des entrées de carbone dans le compartiment sol *via* le broyage des rémanents et de la végétation. Le **déroulé des campagnes de terrain** est le suivant.

Avant broyage : (i) piquetage de la grille systématique pour l'analyse NIRS/MIRS (maille de 19 × 12,5 m) (30/05-02/06/23) ; (ii) cartographie de l'hétérogénéité des rémanents forestiers (06-09/06/23) ; (iii) estimation et échantillonnage des rémanents forestiers et des biomasses herbacée et racinaire fine (12-16/06/23) ; (iv) prélèvement pour l'analyse NIRS/MIRS (19-23/06/23) ; (v) évaluation des stocks de COS (03-06/07/23).

Après broyage : (i) échantillonnage du broyat au sol ; (ii) prélèvements pour la deuxième analyse NIRS/MIRS ; (iii) évaluation des stocks de COS.

Les **ligneux sur pied** ne sont pas pris en compte lors de la campagne d'échantillonnage pré-broyage. Leur apport sera indirectement quantifié lors de la campagne post-broyage, le broyat correspondant à l'ensemble de la biomasse herbacée, de la biomasse ligneuse et des rémanents.

Méthodologie de la veille bibliographique

La première étape pour la mise au point d'un protocole expérimental est une **veille bibliographique**. Elle consiste à analyser la littérature concernant le sujet d'étude pour prendre connaissance des différentes méthodologies testées et approuvées par la communauté scientifique. Une version complète du protocole final est disponible en **annexe X**, ainsi qu'une version généralisée du protocole en **annexe X** affranchie des spécificités du dispositif expérimental faisant le sujet du présent rapport, donc sans la compartimentation du dispositif en unités expérimentales, notamment. La partie de l'étude concernant les manipulations en laboratoire ayant été préalablement construite par le doctorant et l'équipe du laboratoire, le travail du stagiaire s'est porté exclusivement sur l'aspect échantillonnage sur le terrain.

À cette fin, des recherches bibliographiques ont été menées. Elles ont principalement été effectuées sur **Google Scholar** et sur **ScienceDirect**. Pour les protocoles portant sur l'estimation du volume de

rémanents forestiers sur la parcelle et de la quantité de biomasse herbacée aérienne et racinaire, les mots-clefs utilisés ont été les suivants :

- Pour l'échantillonnage des rémanents forestiers : *'Dead Wood'* ; *'Downed Dead Wood'* ; *'Dead Wood Volume'* ; *'Coarse Woody Debris'* ; *'Fine Woody Debris'* ; *'Very Fine Woody Debris'* (tous suivis du terme *'Inventory'* puis du terme *'Sampling'* pour deux recherches successives) ; *'Fixed-Area Sampling'* ; *'Line Intersect Sampling'*
- Pour l'échantillonnage de la biomasse herbacée : *'Biomass Estimation Forest'* ; *'Biomass Estimation Grassland'* ; *'Biomass Estimation Woodland'* ; *'Biomass Estimation Quadrat'* ; *'Biomass Estimation Fixed-Area Quadrat'* ; *'Biomass Estimation Quadrat Size'*

Dans le cas des protocoles d'échantillonnage des rémanents forestiers, une partie des références bibliographiques a été écartée car elles portaient davantage sur la quantification de disponibilité et de diversité des habitats à des fins d'études sur la biodiversité plutôt que sur une estimation de volume de rémanents à l'hectare.

Au cours de l'application des trois protocoles mis au point, des échantillons ou sous-échantillons seront prélevés sur pendant la campagne de terrain et ramenés au laboratoire pour analyse. La méthode de préparation des échantillons est basée sur les instructions de [Baillie et al. \(1990\)](#) et de [Robertson et al. \(1999\)](#). L'ensemble des échantillons est ensuite étudié au laboratoire pour déterminer leur densité et La teneur en carbone des échantillons est ensuite déterminée avec un analyseur élémentaire CHN (modèle Thermo Scientific, Flash 2000, *NC Soil Analyzer*) ([Carter et Gregorich, 2008](#) ; [Robertson et al., 1999](#)). Les échantillons sont préalablement broyés au broyeur à billes (modèle *Retsch MM400*).

La distribution des points d'échantillonnage est basée sur la grille systématique de maille 19 × 12,5 m élaborée par le doctorant pour la cartographie par analyse infrarouge (NIRS/MIRS) ([Akroume, 2022](#)).

Mise en place d'un dispositif expérimental long terme en forêt

Protocole d'estimation et d'échantillonnage des rémanents forestiers

Sachant que la parcelle n°80 de la Forêt domaniale d'Eu ne comprend pas d'arbres morts sur pied, seules les modalités d'estimation et d'échantillonnage des bois morts au sol sont étudiées. Deux méthodes principales d'échantillonnage des rémanents forestiers ont été rencontrées lors de la veille bibliographique : l'échantillonnage par placettes (*Fixed-Area Sampling*, **FAS**) et l'échantillonnage par transects (*Line Intersect Sampling*, **LIS**). D'après une étude réalisée par **Woodall et al. (2009)**, 63 % des pays interrogés rapportent utiliser la méthode FAS pour le bois mort au sol contre 19 % qui utilisent la méthode LIS (les 18 % restants utilisent des techniques diverses telles que l'estimation visuelle ou le dire d'experts). Pour les FWD plus spécifiquement, les proportions de pays ayant recours aux deux techniques d'échantillonnage sont équivalentes. Les deux méthodes sont ici présentées puis comparées en termes de fiabilité de l'estimateur et d'efficacité temporelle.

La méthode **FAS** a été la première utilisée pour l'échantillonnage de bois morts (**Korboulewsky et al., 2021**). Elle consiste à délimiter une zone de surface connue au sein de laquelle seront échantillonnés les rémanents forestiers. Cette zone peut avoir plusieurs formes, notamment une forme circulaire (ex. **Campbell et al., 2019**), une forme de bande (ex. **Russel et al., 2015**) ou une forme carrée, on parle alors de quadrat (ex. **Woldendorp et al., 2004** ; **Gove et Van Deusen, 2011**). Cette méthode implique de considérer le placement des quadrats, leur fréquence (pression d'échantillonnage) et leur dimension. Elle a l'avantage pour l'expérimentateur de ne pas nécessiter une théorie sous-jacente mathématiquement complexe (**Korboulewsky et al., 2021**). En fonction des protocoles, le contenu des quadrats peut être soit intégralement prélevé (ex. méthode de la tronçonneuse, **Gove et Van Deusen, 2011**) soit mesuré pour des calculs de volume effectués ensuite et partiellement échantillonné pour calculer des paramètres tels que la densité des rémanents.

La méthode FAS pose cependant un problème méthodologique qui nécessite une réflexion antérieure au terrain : les modalités d'inclusion ou d'exclusion des rémanents dans les zones échantillonnées. En effet, la distribution des rémanents forestiers est généralement fortement hétérogène, sans pour autant être entièrement aléatoire car influencée dans la majorité des cas par la topographie (**Woldendorp et al., 2004**) et par les modalités de gestion (**Korboulewsky et al., 2021**). Il est alors courant que des pièces individuelles de rémanents se situent en bordure de quadrat et en chevauchent la limite. Un choix doit alors être fait, comme explicité par **Gove et Van Deusen (2011)**, entre : (i) échantillonner les rémanents dont l'extrémité la plus large se situe dans la zone, (ii) ne pas échantillonner les rémanents dont au moins une partie se situe en dehors de la zone, ou (iii) découper les rémanents (ex. à la tronçonneuse) de manière à en échantillonner strictement la partie incluse dans la zone, donnant aux pièces ainsi découpées la forme d'un cône tronqué (**Woldendorp et al., 2004**).

La deuxième technique la plus utilisée est la **méthode LIS**, qui consiste à mettre en place une droite ou un ensemble de droites sur la zone à échantillonner et à mesurer certains attributs sur les rémanents forestiers coupés par le transect (**Marshall et al., 2000**). Les transects peuvent être disposés de différentes façons, les trois variantes rencontrées le plus souvent étant aléatoirement, systématiquement ou en étoile (**Marshall et al., 2000** ; **Korboulewsky et al., 2021**). Le **tableau 3** répertorie des exemples de protocoles par LIS et les caractéristiques des transects utilisés. Cette méthode a pour inconvénient la complexité de la théorie qui la soutient car il s'agit au départ d'une approche probabiliste (**Marshall et al., 2000**). En effet, la méthode des transects calcule la probabilité de rencontre d'un rémanent proportionnellement à sa dimension : plus un rémanent est long et

volumineux, plus il a de chance d’être coupé par un transect aléatoirement disposé sur une aire donnée. Cependant, les travaux de [Marshall et al. \(2000\)](#) et de [Korboulewsky et al. \(2021\)](#) ont permis de dégager une formule simple d’utilisation permettant d’estimer directement un volume de bois mort à l’hectare à partir de mesures simples et rapides à effectuer sur le terrain à partir d’une formule historiquement utilisée ([Marshall et al., 2000](#) ; [Teissier du Cros et Lopez, 2009](#) ; [Korboulewsky et al., 2021](#)) par les forestiers, la formule dite de Huber.

Tableau 3. Exemples de protocoles d’échantillonnage des rémanents forestiers par transects.

Source	Forme des transects	Orientation des transects	Longueur préconisée	Pression d’échantillonnage conseillée
Woldendorp et al. (2004)	Droites	Aléatoire Systématique	>100 m /peuplement	1/peuplement
Marshall et al. (2000)	Droites Étoiles	Aléatoire	Calculée	Calculée
Korboulewsky et al. (2021)	Droites	Aléatoire Systématique	400 m/ha	40 transects/ha

Cette méthode pose cependant, tout comme la méthode des quadrats, la question des critères d’inclusion des rémanents dans l’échantillonnage. En effet, en plus du caractère hétérogène de la distribution des rémanents telle que mentionné plus tôt, les pièces individuelles de rémanents peuvent également avoir différentes formes. Un choix doit alors être fait. Il est recommandé, si une pièce présente des ramifications et voit son axe principal coupé par le transect, de les traiter comme des pièces individuelles et de toutes les mesurer ([Marshall et al., 2000](#)). Dans le cas d’une pièce courbée coupant plusieurs fois le transect, chaque segment est également compté et mesuré comme une pièce individuelle ([Woodall et al., 2009](#)).

Parmi les diverses estimations concernant la durée de l’échantillonnage des rémanents forestiers, la plupart s’accorde sur le fait que l’échantillonnage des rémanents inclut de toute façon une partie de travail sur le terrain de durée importante ([Marshall et al., 2000](#) ; [Korboulewsky et al., 2021](#)) et qu’il est important de développer des méthodes toujours plus efficaces en termes de fiabilité de l’estimateur et de temps ([Woldendorp et al., 2004](#) ; [Gove et al., 2012](#)). Il est possible de gagner du temps dans le cadre de certaines méthodes, comme pour celle des transects qui permettrait de former des itinéraires ramenant l’équipe d’expérimentateurs à leur point de départ. Cependant, ce genre de modifications entraîne une perte de fiabilité de l’estimateur ([Marshall et al., 2000](#)), il faut donc se satisfaire d’un compromis entre précision et fiabilité des résultats et les moyens humains, financiers et temporels à disposition de l’étude.

Il existe tout de même une différence significative entre les méthodes d’échantillonnage par transect et par placettes, tant en termes d’efficacité temporelle que de fiabilité de l’estimateur. [Woldendorp et al. \(2004\)](#) ont effectué des comparaisons entre et au sein de ces deux méthodes à partir de la cartographie exhaustive de l’ensemble des CWD de diamètre supérieur à 10 ou 15 cm (en fonction des types de forêts étudiées). À partir de ces données, des analyses statistiques ont été conduites pour tester différentes dimensions et pressions d’échantillonnage pour les méthodes de FAS et de LIS. Leur conclusion est que la méthode LIS est la plus efficace tant en termes de précision que de main d’œuvre.

D’autres études ont examiné les différences entre FAS et LIS. [Korboulewsky et al. \(2021\)](#) se sont notamment intéressés à cette question pour la catégorie des rémanents fins (FWD). Les données qu’ils ont pris en compte pour estimer cette différence incluent, pour l’échantillonnage par transects, l’allongement d’une corde au sol, la mesure du diamètre sectionnel des rémanents en leur intersection

avec le transect et l'échantillonnage de sous-échantillons de rémanents pour des mesures en laboratoire. Pour l'échantillonnage par quadrats, les données incluent l'installation du quadrat, la séparation des rémanents et de la litière, le découpage des pièces dépassant du quadrat et leur collecte. Dans les deux cas, le temps à comptabiliser au laboratoire comprend toutes les manipulations, temps de séchage exclus. D'après ces données, un échantillonnage par transects durerait entre une et « quelques minutes » par transect de respectivement 0,5 et 0,7 m alors qu'un échantillonnage par placettes durerait entre 13 et 17 minutes par quadrat de 0,49 m² (soit 0,7 × 0,7 m). En termes de fiabilité de l'estimateur, la méthode LIS nécessite davantage de transects que la méthode FAS ne nécessite de quadrats pour atteindre un même degré de précision. Cependant, au vu de la différence d'efficacité temporelle, la méthode conseillée reste cependant l'échantillonnage par transects pour toutes les classes de rémanents. Le **tableau 4** résume les paramètres pour lesquels la méthode LIS ou la méthode FAS serait à privilégier.

Tableau 4. Tableau comparatif des méthodes d'échantillonnage des rémanents forestiers selon plusieurs paramètres de fiabilité et de praticité.

Paramètre évalué	Méthode à privilégier	Source
Fiabilité de l'estimateur	LIS	Woldendorp et al. (2004) Korboulewsky et al. (2021)
Efficacité temporelle	LIS	Woldendorp et al. (2004) Korboulewsky et al. (2021)
Applicabilité à toutes les classes de rémanents	LIS	Korboulewsky et al. (2021)
Facilité de mise en œuvre	LIS	Woldendorp et al. (2004)
Caractère abordable de la théorie	FAS	Marshall et al. (2000)

La question des paramètres à mesurer et de la formule à utiliser pour les calculs de volume se pose également lors de l'estimation du volume de rémanents forestiers sur une parcelle. Fraver et al. (2007) comparent la précision et l'efficacité de plusieurs formules (**tableau 5**).

Après considération des différentes méthodes rencontrées dans la littérature, et au vu de l'abondance des rémanents forestiers sur la parcelle n°80 de la Forêt domaniale d'Eu, il est décidé d'échantillonner les rémanents forestiers à partir d'une adaptation du protocole proposé par Korboulewsky et al. (2021) qui permet d'échantillonner les trois classes de rémanents au cours des mêmes manipulations sur le terrain.

Tableau 5. Exemples de formules utilisées pour calculer le volume des rémanents forestiers.

Nom de la formule (date d'introduction)	Équation	Méthode d'échantillonnage associée	Source
'Moyenne des extrémités' (non renseignée)	$V = \frac{L\pi}{4} \left(\frac{D_b + D_u}{2} \right)^2$ Avec V le volume, L la longueur et D_b et D_u les diamètres des extrémités de la pièce	FAS	Fraver et al. (2007)
Formule de Huber (1785)	$V = \frac{\pi}{8 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2$ Avec V le volume par hectare [m³.ha⁻¹], L la longueur du transect [m], d le diamètre de la pièce à l'intersection	LIS	Marshall et al. (2000) Campbell et al. (2019) Korboulewsky et al. (2021)

	[cm] ; i le transect d'échantillonnage, j le numéro de la pièce, m_i le nombre de pièces intersectant le transect		
Formule du cône parabolique (2007)	$V = \frac{L}{12} (5A_b + 5A_u + 2\sqrt{A_b A_u})$ V le volume, L la longueur et A_b et A_u les aires des extrémités de la pièce	FAS	Fraver et al. (2007)

Protocole d'estimation de la biomasse herbacée

La biomasse herbacée désigne la biomasse aérienne des plantes non ligneuses. Une estimation précise de la biomasse herbacée est cruciale pour l'évaluation des stocks de carbone. Contrairement au cas des rémanents forestiers, une méthode s'est rapidement distinguée par sa fréquence d'utilisation. La **méthode des quadrats** consiste à collecter des échantillons représentatifs de la végétation herbacée dans des zones spécifiques de la zone d'étude (Hill et al., 2005). Elles sont soigneusement sélectionnées pour s'assurer qu'elles sont représentatives de la variabilité de la composition et de la couverture de la végétation. Les échantillons collectés sont ensuite séchés en laboratoire afin de déterminer la biomasse sèche (Baillie et al., 1990). La méthode étant choisie, il faut déterminer la dimension des quadrats à utiliser et la pression d'échantillonnage à appliquer. En effet, Hill et al. (2005) expliquent que la dimension d'un quadrat influe particulièrement sur les estimations de fréquence, mais aussi sur la densité, le recouvrement, etc. dans une moindre mesure (figure). Un quadrat de taille supérieure a par exemple un risque d'erreur lié à l'effet bordure moindre par rapport à un quadrat plus petit du fait de son plus faible ratio bord/aire. Une formation végétale très hétérogène à l'échelle centimétrique nécessite des quadrats de faible dimension alors qu'une formation hétérogène à l'échelle décimétrique nécessite des quadrats plus grands.

Levang et Grouzis (1980) ont déterminé la biomasse herbacée de plusieurs formations végétales pour étudier l'effet de la taille et du nombre des quadrats sur la qualité de l'estimateur. Ils en tirent deux conclusions : (i) à effectif d'échantillonnage égal, l'augmentation de la surface de prélèvement permet de diminuer l'écart-type sans modifier significativement la moyenne, et (ii) à surface égale, l'augmentation du nombre de quadrats n'influence ni la moyenne ni l'écart-type au-delà de $n = 20$. Ils proposent une surface comprise entre 0,1 et 2 m² pour une estimation fiable de la biomasse herbacée et estiment qu'un ensemble de 30 à 40 échantillons est adéquat. Baillie et al. (1990) expliquent que la taille des quadrats doit être suffisamment petite pour que l'analyse soit pratique mais suffisamment grande pour contenir un nombre d'espèces et d'individus représentatifs de la végétation du site. Ils suggèrent des quadrats de 0,5 × 0,5 m en contexte prairial. En termes de pression d'échantillonnage, ils estiment que 50 quadrats doivent être échantillonnés par parcelle. Hill et al. (2005) répertorient les tailles de quadrats utilisées pour les inventaires floristiques en fonction du type de végétation étudiée. Ils valident les surfaces comprises entre 0,25 et 16 m², gardant à l'esprit que le choix de la dimension des quadrats est de toute façon subjectif. Au vu de l'absence de consensus sur la surface à échantillonner et d'après diverses communications personnelles, des quadrats de **40 × 40 cm**, soit de **0,16 m²**, sont choisis pour l'échantillonnage de la biomasse herbacée, en accord avec les recommandations des trois sources citées. À raison de 3 quadrats par UE, le **nombre de relevés** s'élève à **60** sur la parcelle expérimentale, nous garantissant une estimation fiable de la biomasse herbacée.

Reste la modalité de récolte de la biomasse herbacée. Deux alternatives sont rencontrées dans la littérature. [Levang et Grouzis \(1980\)](#) coupent la végétation au ras du sol et estiment que l'ensemble de la partie épigée de l'organisme doit être pesé. Au contraire, [Baillie et al. \(1990\)](#) expliquent que couper la végétation à 2 cm du sol permet d'éviter les risques de contamination des échantillons sans affecter significativement l'estimation de la biomasse. La deuxième méthode est sélectionnée afin d'éviter tout biais dû à la composition des couches supérieures du sol.

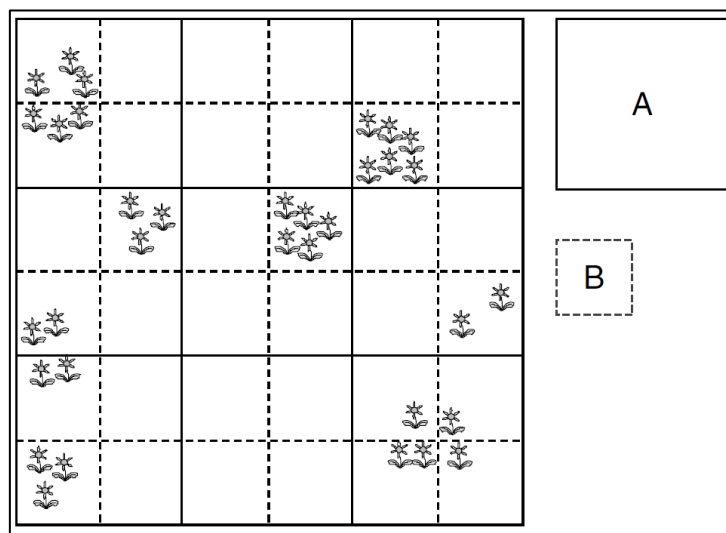


Figure 8. Effets de la taille des quadrats sur les mesures de biomasse, de couverture, de densité et de fréquence. Le quadrat A est quatre fois plus grand que le quadrat B. Un seul quadrat de taille A aura plus de chances de "toucher" un individu d'une espèce qu'un seul quadrat de taille B. [Avec plusieurs quadrats], les estimations de biomasse, de recouvrement et de densité seront les mêmes en utilisant les quadrats A ou B [mais ils] donneront des estimations différentes de la fréquence. [...] Dans cet exemple de distribution groupée, les quadrats B donnent une estimation de fréquence de $13/36 = 0,36$ et les quadrats A une estimation de $7/9 = 0,78$. ([Hill et al., 2005](#) ; d'après la première édition de 1996 du *Ecological Census Techniques: a Handbook* de [Sutherland et al.](#), la deuxième édition de 2006 étant citée dans ce rapport).

Protocole d'estimation de la biomasse racinaire

La végétation occupant la parcelle étant principalement herbacée, et la présence d'arbres sur pieds étant quasiment nulle, il est choisi de se concentrer sur la biomasse racinaire de la strate herbacée dans le cadre de ce protocole. Plusieurs approches sont couramment utilisées pour estimer la biomasse des racines.

La **méthode du carottage séquentiel** (*sequential-coring method*) consiste à prélever plusieurs carottes de sol d'un diamètre et d'une profondeur fixes dans une zone d'étude, puis à laver, trier et peser soigneusement le matériel racinaire de chaque carotte ([Baillie et al., 1990](#) ; [Robertson et al., 1999](#) ; [Ostonen et al., 2005](#) ; [Levillain et al., 2011](#) ; [Addo-Danso et al., 2016](#)). La source la plus ancienne rencontrée dans la bibliographie est un [article de Persson de 1978](#) dans lequel il décrit cette méthode pour étudier le système racinaire d'un peuplement de pins sylvestres. La méthode de carottage séquentiel est avantageuse car elle permet une estimation fiable de la biomasse racinaire fine dans une zone d'étude. Cependant, elle prend du temps et nécessite une attention particulière aux détails pour s'assurer que toutes les racines sont correctement extraites et pesées. Il est important de noter que la taille et le nombre de carottes, ainsi que la profondeur des intervalles séquentiels, doivent être déterminés en fonction de la variabilité du système racinaire dans la zone d'étude.

La **méthode des fosses pédologiques** (*soil-pit method*) consiste à creuser une fosse dans le sol pour exposer l'ensemble du système racinaire d'une plante ou d'un groupe de plantes ([Robertson et al.,](#)

1999 ; Levillain *et al.*, 2011 ; Addo-Danso *et al.*, 2016). Les racines sont ensuite soigneusement déterrées et lavées pour éliminer toute trace de terre, puis triées par taille et par type. La biomasse totale des racines est calculée en additionnant le poids de toutes les racines collectées. Cette méthode fournit une estimation très précise de la biomasse racinaire, mais elle est également très laborieuse et destructive. De plus, cette méthode peut conduire les expérimentateurs à limiter le nombre de réplicats du fait du travail nécessaire à leur extraction et du volume à ramener en laboratoire pour analyse, ce qui peut amener à une pression d'échantillonnage insuffisante et donc à une faible précision de l'estimateur (Addo-Danso *et al.*, 2016).

La **méthode du rhizotron** implique l'utilisation de tubes ou de panneaux transparents installés verticalement ou horizontalement dans le sol, ce qui permet aux chercheurs d'observer et de mesurer les racines pendant leur croissance (Baillie *et al.*, 1990, Addo-Danso *et al.*, 2016). Les tubes ou panneaux sont souvent fabriqués en acrylique transparent ou en polycarbonate et sont généralement enfouis en biais dans le sol à une profondeur correspondant au compartiment de la rhizosphère ciblé par les objectifs de l'étude. Au fur et à mesure que les racines poussent, elles peuvent être observées et photographiées à travers le matériau transparent, et leur longueur, leur diamètre et leur disposition peuvent être mesurés. Au fil du temps, des observations et des mesures répétées peuvent fournir une estimation du taux de croissance des racines et de la biomasse globale du système racinaire en plus d'une estimation en un instant précis de la biomasse. La méthode du rhizotron présente plusieurs avantages par rapport à d'autres méthodes d'estimation de la biomasse racinaire, notamment la non-destructivité, la possibilité d'observer et de mesurer les racines pendant qu'elles poussent dans leur environnement naturel et la possibilité d'un suivi à long terme. Cependant, l'installation et l'entretien de l'équipement peuvent être coûteux et prendre du temps et la précision de la méthode peut être affectée par des facteurs tels que la perturbation du sol pendant l'installation et les différences de croissance des racines entre le rhizotron et le sol environnant.

Addo-Danso *et al.* (2016) se sont livrés à la comparaison de l'efficacité temporelle et de la fiabilité de ces différentes méthodes. Au vu du fait que le temps nécessaire pour la méthode du rhizotron excède la durée de la période prévue entre le début des campagnes d'échantillonnage et le broyage sur la parcelle, cette méthode n'est pas retenue. D'après eux, la méthode du carottage est la moins laborieuse et la plus fiable pour estimer la biomasse des racines, elle est donc retenue pour l'étude en cours.

L'échantillonnage de **biomasse végétale racinaire** est donc effectué par **carottages**. Concernant les dimensions des carottes, Persson (1978) a utilisé des cylindres métalliques de diamètre 6,7 cm et de longueur 30 cm. Vogt *et al.* (1987) ont utilisé des carottes de diamètre 16 cm et de profondeur 15 cm. Baillie *et al.* (1990) expliquent qu'un diamètre compris entre 50 et 80 mm est satisfaisant et proposent une profondeur d'au moins 30 cm. Ostonen *et al.* (2005) proposent un diamètre de 38 mm et une profondeur d'échantillonnage de 40 cm. Levillain *et al.* (2011) suggèrent un diamètre de 8 cm et ont échantillonné le premier mètre de sol pour leur étude. Les dimensions retenues pour les cylindres sont donc **Ø = 5 cm et L = 15-30 cm** (l'éventuelle différence entre un prélèvement de 15 et de 30 cm sera testée pour voir si l'on peut se satisfaire de 15 cm). En termes de pression d'échantillonnage, Persson (1978) a prélevé une trentaine de carottes sur sa parcelle, Baillie *et al.* (1990) recommandent une pression d'échantillonnage de 25 points par modalité, chacun composé de trois carottes poolées, et Ostonen *et al.* (2005) échantillonnent 20 carottes par parcelle. À raison de 3 carottes par UE, le **nombre de relevés** s'élève à **60** sur la parcelle expérimentale, nous garantissant une estimation fiable de la biomasse racinaire.

État d'avancement du stage

À la date de rendu de ce rapport, les protocoles définitifs d'échantillonnage de la biomasse herbacée, de la biomasse racinaire et des rémanents forestiers sont prêts. Il reste maintenant le piquetage de la grille systématique pour la cartographie de l'hétérogénéité du sol par infrarouge (NIRS/MIRS) et les diverses campagnes de terrain décrites dans la partie **Objectifs du stage et structuration du rapport**. Une fois ces campagnes d'échantillonnage menées à bien, le stagiaire pourra se consacrer pleinement au traitement des échantillons en laboratoire afin de fournir au doctorant des données utilisables dans le cadre de sa thèse et du projet CASTOR.

Bilan du stage

Ces deux mois au laboratoire ECODIV ont permis le développement de nouvelles compétences. Ma connaissance du cycle du carbone a été approfondie, de même que ma compréhension des fonctions écologiques et des services écosystémiques des forêts. Ma familiarisation avec la littérature scientifique a elle aussi progressé et j'ai pu mettre à profit les enseignements tirés des précédents travaux de synthèse bibliographique pour m'y exercer une nouvelle fois.

En somme, ce stage a contribué à la confirmation de mon orientation professionnelle dans le monde de la recherche. Il m'a également permis d'étudier les sols forestiers et les stocks de carbone, ce qui correspond au deuxième axe de recherche envisagé dans mon projet professionnel, le premier étant l'écologie végétale (déjà pratiquée l'an dernier au cours d'un stage de L3 à ECODIV).

Bibliographie

- Académie des Sciences, 2007. *Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux*, Rapports sur la science et la technologie. Les Ulis : EDP Sciences.
- Achat, D., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. Scientific Reports 5. <https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Addo-Danso, S.D., Prescott, C.E., Smith, A.R., 2016. Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review. Forest Ecology and Management, Special Section: Forests, Roots and Soil Carbon 359, 332–351. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.015>
- Ågren, G.I., Andersson, F.O., 2012. *Terrestrial Ecosystem Ecology, Principles and Applications*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511894572>
- Akroume, E., 2022. *Projet CASTOR : Comportement du Carbone Stocké dans les sols lors de la Reconstitution des peuplements forestiers par plantation avec préparation mécanisée du site (Volet technique)*. ONF.
- Akroume, E., Zeller, B., Buee, M., Saint-André, L., Reichard, A., Gehin, C., Bach, C., 2017. *Le réseau MOS, un dispositif de suivi des effets des prélèvements de biomasse sur les sols et les peuplements forestiers*. Rendez-vous Techniques de l'ONF 9.
- Ammer, C., Balandier, P., Bentsen, N.S., Coll, L., Löf, M., 2011. Forest vegetation management under debate: an introduction. Eur J Forest Res 130, 1–5. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0452-6>
- Baillie, I.C., Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., 1990. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. The Journal of Ecology 78, 547. <https://doi.org/10.2307/2261129>
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Pellerin, S., 2020. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. Biogeosciences 17, 5223–5242. <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>
- Campbell, J.L., Green, M.B., Yanai, R.D., Woodall, C.W., Fraver, S., Harmon, M.E., Hatfield, M.A., Barnett, C.J., See, C.R., Domke, G.M., 2019. Estimating uncertainty in the volume and carbon storage of downed coarse woody debris. Ecological Applications 29(2):e01844. <https://doi.org/10.1002/eap.1844>
- Chapin, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
- Chenu, C., Chotte, J.-L., Luu, P., 2022. Le stockage du carbone dans les sols. Annales des Mines - Responsabilité et environnement 105, 72–77. <https://doi.org/10.3917/re1.105.0072>
- Christensen, M., Emborg, J., Nielsen, A., 2007. The forest cycle of Suserup Skov-revisited and revised. Ecol. Bull. 52, 33–42.
- Collet, C., Akroume, E., Bureau, F., Cécillon, L., Deleuze, C., Derrien, D., Richter, C., Berthelot, A., 2018. *Rapport du projet CAPSOL : Dynamique du Carbone et de la croissance après Préparation du SOL dans les plantations forestières*.
- Coupes de régénération : renouveler progressivement la forêt [WWW Document], 2021. . Office national des forêts. URL <https://www.onf.fr/onf/+7ef::coupes-de-regeneration-renouveler-progressivement-la-foret.html>.

- Decocq, G., Dupouey, J.-L., Bergès, L., 2021. **Dynamiques forestières à l'ère anthropocène : mise au point sémantique et proposition de définitions écologiques**. *Revue forestière française* 73, 21–52. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.4993>
- Dumas, N., 2022. **La végétation concurrente de la régénération forestière : évaluation des surfaces colonisées, modélisation de l'abondance et de l'impact sur la régénération ligneuse à l'échelle de la France** (Thèse de doctorat pour obtenir le grade de docteur d'AgroParisTech). Université de Lorraine, Champenoux, UMR SILVA-INRAE-AgroParisTech.
- Emborg, J., Christensen, M., Heilmann-Clausen, J., 2000. **The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark**. *Forest Ecology and Management* 126, 173–189. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00094-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00094-8)
- Fraver, S., Ringvall, A., Jonsson, B.G., 2007. **Refining volume estimates of down woody debris**. *Can. J. For. Res.* 37, 627–633. <https://doi.org/10.1139/X06-269>
- Frontier, S., Pichod-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D., Luczak, C., 1991. **Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution.**, Collection d'écologie. Masson.
- Führer, E., 2000. **Forest functions, ecosystem stability and management**. *Forest Ecology and Management* 132, 29–38. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00377-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00377-7)
- Gallemand, C., Brézard, J.-M., Valadon, A., Musch, B., Bergès, L., Gosselin, M., Baltzinger, C., Muller, Y., Bouget, C., Alban, N., 2007. **Biodiversité et gestion forestière**. *Rendez-vous Techniques de l'ONF* 88.
- Gérer les forêts** [WWW Document], 2022. Office national des forêts. URL <https://www.onf.fr/onf/lonf-agit/+15::gerer-les-forets.html>.
- Girard, M.-C., Walter, C., Rémy, J.-C., Berthelin, J., Morel, J.-L., 2005. **Sols et environnement**, Sciences Sup - Sciences de la Terre. Dunod.
- Glossaire forestier | Ressources naturelles Canada** [WWW Document], 2020. Site officiel du Gouvernement du Canada. URL <https://scf.rncan.gc.ca/termes#wb-auto-4>.
- Gosselin, M., Muller, J., Landmann, G., 2021. **Expertise CRREF 2021 - Effet des coupes de régénération sur la biodiversité : catégories de coupes de régénération utilisées dans la méta-analyse** (INRAE, GIP Ecofor).
- Gove, J.H., Van Deusen, P.C., 2011. **On fixed-area plot sampling for downed coarse woody debris**. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 84, 109–117. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpq049>
- Harde, H., 2017. **Scrutinizing the carbon cycle and CO2 residence time in the atmosphere**. *Global and Planetary Change* 152, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.02.009>
- Hill, D.J., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., Shaw, P., 2005. **Handbook of biodiversity methods: survey, evaluation and monitoring**. Cambridge University Press.
- Jonard, M., Nicolas, M., Coomes, D., Caignet, I., Saenger, A., Ponette, Q., 2017. **Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon**. *Science of The Total Environment* 574, 616–628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.028>
- Korboulewsky, N., Bilger, I., Bessaad, A., 2021. **How to Evaluate Downed Fine Woody Debris Including Logging Residues?** *Forests* 12, 881. <https://doi.org/10.3390/f12070881>
- Kruys, N., Jonsson, B.G., 1999. **Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden**. *Can. J. For. Res.* 29, 1295–1299. <https://doi.org/10.1139/x99-106>

La régénération naturelle, 2007, Fiches techniques - Travaux forestiers. ONF, FNCOFOR.

Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 242–258. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>

Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K., 2015. Carbon sequestration in soil. Current Opinion in Environmental Sustainability, Environmental change issues 15, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>

Landmann, G., Gosselin, F., Bonhême, I., 2009. Biomasse et Biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles. GIP-ECOFOR.

Landmann, G., Nivet, C., 2014. Projet RESOBIO - Gestion des Rémanents forestiers : préservation des SOls et de la BIOdiversité. ADEME, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor, Angers, Paris.

Le cycle de sylviculture des feuillus [WWW Document], 2019. Office national des forêts. URL <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+302::le-cycle-de-sylviculture-des-feuillus.html>.

Levang, P., Grouzis, M., 1980. Méthodes d'étude de la biomasse herbacée de formations sahéliennes : application à la Mare d'Oursi, Haute-Volta. Acta oecol., Oecol. Plant. 1 (15), 231–244.

Levillain, J., Thongo M'Bou, A., Deleporte, P., Saint-André, L., Jourdan, C., 2011. Is the simple auger coring method reliable for below-ground standing biomass estimation in Eucalyptus forest plantations? Annals of Botany 108, 221–230. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr102>

Lützw, M. v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. European Journal of Soil Science 57, 426–445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>

Magnússon, R.Í., Tietema, A., Cornelissen, J.H.C., Hefting, M.M., Kalbitz, K., 2016. Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. Forest Ecology and Management 377, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.033>

Marshall, P.L., Davis, G., Taylor, S.W., 2003. Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris: Practitioners' Questions Addressed, Extension Note. Research Section, Coast Forest Region, BC Ministry of Forests, Nanaimo, BC.

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Gabriel W.D. Ferreira, Jason James, Robert Jandl, Klaus Katzensteiner, Jean-Paul Laclau, Jérôme Laganière, Yann Nouvellon, David Paré, John A. Stanturf, Elena I. Vaguelova, Lars Vesterdal, 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis | Elsevier Enhanced Reader. ForEco, Tamm Reviews 446. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>

Oldemann, R.A.A., 1990. Forests: Elements of Silvology. Springer, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-75211-7>

Ostonen, I., Lõhmus, K., Pajuste, K., 2005. Fine root biomass, production and its proportion of NPP in a fertile middle-aged Norway spruce forest: Comparison of soil core and ingrowth core methods. Forest Ecology and Management 212, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.064>

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., Percec, S.L., 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 ?* INRA. <https://doi.org/10.15454/nhxt-gn38>
- Persson, H., 1978. *Root Dynamics in a Young Scots Pine Stand in Central Sweden*. *Oikos* 30, 508–519. <https://doi.org/10.2307/3543346>
- Peyron, J.L., Buitrago, M., Departe, A., Eglin, T., Feix, I., Gloaguen, J., Machefaux, É., Mousset, J., Fischer, C., Juillard, M., Mathias, É., Robert, C., Martel, S., Vial, E., Gabet, S., Favrel, A., Picard, N., Grimault, J., Colin, A., Schmidt, B., Deleuze, C., Favrel, P., Duhalde, M., Pagnac-Farbiaz, E., Flajollet-Millan, J., Augusto, L., Legay, M., Picard, O., Sardin, T., Douzain-Didier, N., 2021. *Connaître et agir : le carbone forestier*, Expertises – Forêts et usages du bois dans l'atténuation du changement climatique. ADEME.
- Quibel, É., 2020. *Impacts de la préparation du sol lors de la phase de plantation sur la dynamique des matières organiques et la fonction de stockage du Carbone dans les sols forestiers* (École doctorale Normande de biologie intégrative, santé, environnement). Université de Rouen-Normandie, ECODIV, EA 1499/USC–RUN–INRAe.
- Robertson, G.P., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, P., 1999. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*, Long-Term Ecological Research Network Series. Oxford University Press.
- Russell, M.B., Fraver, S., Aakala, T., Gove, J.H., Woodall, C.W., D'Amato, A.W., Ducey, M.J., 2015. *Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review*. *Forest Ecology and Management* 350, 107–128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.033>
- Sayer, J., Chokkalingam, U., Poulsen, J., 2004. *The restoration of forest biodiversity and ecological values*. *Forest Ecology and Management, Restoration and Research on Degraded Forest Ecosystems* 201, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.06.008>
- Schulze, E.-D., Caldwell, M.M., Heldmaier, G., Lange, O.L., Mooney, H.A., Sommer, U. (Eds.), 2000. *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*, Ecological Studies. Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-57219-7>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. *Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils*. *Plant and Soil* 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Sutherland, W.J., 2006. *Ecological Census Techniques: A Handbook*. 2nd Ed. Cambridge University Press.
- Sutinen, R., Gustavsson, N., Hänninen, P., Middleton, M., Räisänen, M.L., 2019. *Impact of mechanical site preparation on soil properties at clear-cut Norway spruce sites on mafic rocks of the Lapland Greenstone Belt*. *Soil and Tillage Research* 186, 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.013>
- Teissier du Cros, R., Lopez, S., 2009. *Preliminary study on the assessment of deadwood volume by the French national forest inventory*. *Ann. For. Sci.* 66, 302–302. <https://doi.org/10.1051/forest/2009007>
- van der Maarel, E., 1996. *Pattern and Process in the Plant Community: Fifty Years after A.S. Watt*. *Journal of Vegetation Science* 7, 19–28. <https://doi.org/10.2307/3236412>
- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Moore, E.E., Fatuga, B.A., Redlin, M.R., Edmonds, R.L., 1987. *Conifer and Angiosperm Fine-Root Biomass in Relation to Stand Age and Site Productivity in Douglas-Fir Forests*. *Journal of Ecology* 75, 857–870. <https://doi.org/10.2307/2260210>

- Watt, A.S., 1947. Pattern and Process in the Plant Community. *Journal of Ecology* 35, 1–22. <https://doi.org/10.2307/2256497>
- Weil, R., Brady, N., 2017. *The Nature and Properties of Soils*. 15th edition. Pearson.
- Woldendorp, G., Keenan, R.J., Barry, S., Spencer, R.D., 2004. Analysis of sampling methods for coarse woody debris. *Forest Ecology and Management* 198, 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.042>
- Woodall, C.W., Rondeux, J., Verkerk, P.J., Ståhl, G., 2009. Estimating Dead Wood During National Forest Inventories: A Review of Inventory Methodologies and Suggestions for Harmonization. *Environmental Management* 44, 624–631. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9358-9>

Annexes

Annexe I. Quantification de l'apport de carbone au sol par broyage léger en plein du parterre de coupe (protocole généralisable)

Introduction

L'objectif est de **quantifier le carbone organique des différents compartiments d'une parcelle forestière** qui peut être mise à disposition du sol lors d'un **broyage** de la biomasse et des rémanents. Sont donc estimés les stocks de carbone organique présents dans les **rémanents forestiers** (bois morts au sol), dans la **biomasse herbacée** et dans la **biomasse racinaire**. Les ligneux sur pied ne sont pas pris en compte lors de la campagne d'échantillonnage pré-broyage, ils sont géolocalisés au préalable. Leur apport sera indirectement quantifié lors de la campagne post-broyage, le broyat correspondant à l'ensemble de la biomasse herbacée, de la biomasse ligneuse et des rémanents.

Une attention particulière est portée sur l'échantillonnage des rémanents forestiers, notamment pour **la classe de rémanents la plus fine**. En effet, ces rémanents sont la plupart du temps négligés lors des inventaires forestiers (Woodall et al., 2009) alors qu'ils peuvent représenter jusqu'à **40 % du volume des bois morts au sol** (Teissier du Cros et Lopez, 2009) et que, tout comme les rémanents grossiers, ils jouent un rôle écologique important dans l'écosystème forestier, comme en servant d'habitat à des espèces cryptogames (lichens, bryophytes, hépatiques et champignons) dont ils favorisent la richesse (Kruys et Jonsson, 1999).

Principe

Quantification du carbone organique piégé dans les rémanents forestiers

Le mode d'échantillonnage retenu pour les **rémanents** forestiers est l'**échantillonnage par transect** car il apparaît comme le plus fiable d'après la littérature (Woldendorp et al., 2004 ; Teissier du Cros et Lopez, 2009 ; Korboulewsky et al., 2021). Ce protocole est inspiré du travail de Marshall et al. (2000) et de la proposition faite par Korboulewsky et al. (2021) d'un protocole optimisé pour l'étude des trois classes de rémanents forestiers qui seront appelées en français comme suit :

- Les rémanents grossiers ou CWD (Coarse Woody Debris), $\varnothing > 7$ cm
- Les rémanents fins ou FWD (Fine Woody Debris), $\varnothing < 7$ cm
 - Les rémanents fins grossiers ou LFWD (Large Fine Woody Debris), $4 < \varnothing < 7$ cm
 - Les rémanents très fins ou VFWD (Very Fine Woody Debris), $\varnothing < 4$ cm

Placer sur la parcelle des **transects de 10 m** si possible aléatoirement orientés (Marshall et al., 2003 ; Korboulewsky et al., 2021). D'après Korboulewsky et al. (2021), il faut idéalement réaliser **30 transects de 10 m par hectare** pour l'inventaire des FWD (soit 300 m échantillonnés) incluant des sous-transects de 50 cm pour les VFWD. Un minimum de 20 transects (soit 200 m échantillonnés) assurerait une précision satisfaisante. Les **CWD et LFWD** sont inventoriés sur toute la longueur du transect. Sur chaque transect, **5 sous-échantillons de CWD et LFWD** sont collectés (ex. rondelles découpées à la scie ou tronçonneuse). De plus, chaque transect comporte **2 segments de 0,5 m**, chacun espacé de 1 m des extrémités, où sont mesurés tous les **VFWD**, dont **5 sous-échantillons** sont prélevés sur chaque segment. Sur 30 transects de 10 m, on obtient donc 150 échantillons de CWD, 150 échantillons de LFWD et 300 échantillons de VFWD, or, d'après Korboulewsky et al. (2021), un ensemble de **100 sous-échantillons** est adapté à l'estimation de la densité moyenne d'une classe de rémanents à l'hectare.

L'ensemble des échantillons est donc ensuite étudié au laboratoire pour déterminer leur densité et leur teneur en carbone à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999). Le stock de carbone organique du compartiment est ensuite exprimé en **Mg.ha⁻¹**.

Quantification du carbone organique piégé dans la biomasse herbacée

L'échantillonnage de **biomasse végétale aérienne** est effectué par **quadrats** (Duvigneaud *et al.*, 1977).

Concernant la dimension des quadrats, Levang et Grouzis (1980) proposent une surface comprise entre 0,1 et 2 m² pour une estimation fiable de la biomasse herbacée. Bailie *et al.* (1990) suggèrent des quadrats de 0,5×0,5 m et Hill *et al.* (2005) valident les surfaces comprises entre 0,25 et 16 m². Au vu de l'absence de surface universellement utilisée, des quadrats de **40×40 cm** sont utilisés. En termes de pression d'échantillonnage, Bailie *et al.* (1990) estiment que 20 à 30 quadrats suffisent par parcelle et Levang et Grouzis (1980) estiment qu'un ensemble de 30 à 40 échantillons est adéquat pour une estimation fiable de la biomasse herbacée.

La végétation herbacée est découpée à 2 cm du sol pour éviter toute contamination par le sol puis prélevée (Bailie *et al.*, 1990). L'ensemble des échantillons est ensuite étudié au laboratoire pour déterminer leur humidité relative et leur teneur en carbone à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999). Le stock de carbone organique du compartiment est ensuite exprimé en **Mg.ha⁻¹**.

Quantification du carbone organique piégé dans la biomasse racinaire

L'échantillonnage de **biomasse végétale racinaire** est effectué par **carottages** (Addo-Danso *et al.*, 2016). Concernant les dimensions des carottes, Persson (1978) a utilisé des cylindres métalliques de diamètre 6,7 cm et de longueur 30 cm. Vogt *et al.* (1987) ont utilisé des carottes de diamètre 16 cm et de profondeur 15 cm. Baillie *et al.* (1990) expliquent qu'un diamètre compris entre 50 et 80 mm est satisfaisant et proposent une profondeur d'au moins 30 cm. Ostonon *et al.* (2005) proposent un diamètre de 38 mm et une profondeur d'échantillonnage de 40 cm. Levillain *et al.* (2011) suggèrent un diamètre de 8 cm et ont échantillonné le premier mètre de sol pour leur étude. Les dimensions retenues pour les cylindres sont **L = 15-30 cm et Ø = 5 cm**. En termes de pression d'échantillonnage, Persson (1978) a prélevé une trentaine de carottes sur sa parcelle, Baillie *et al.* (1990) recommandent une pression d'échantillonnage de 25 points par modalité, chacun composé de trois carottes poolées, et Ostonon *et al.* (2005) échantillonnent 20 carottes par parcelle.

Au laboratoire, les échantillons sont soigneusement lavés à l'eau pour libérer les racines. Leur teneur en carbone est déterminée par passage à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999). Le stock de carbone organique du compartiment est ensuite exprimé en **Mg.ha⁻¹**.

Protocole d'échantillonnage

Matériel :

- Décamètres enroulables
- Mètres bois pliables
- Sacs plastiques précédemment annotés

- Fiches de relevés pour prise de cotes
- Compas forestiers et pieds à coulisse
- Cisailles
- Scies à main
- Gants

Inventaire et échantillonnage terrain

Échantillonnage des rémanents forestiers

- Placer les transects de 10 m en déroulant un décamètre ruban et définir les deux segments de 0,5 m sur chacun (à 1 m de chaque extrémité)
- Mesurer le diamètre de l'ensemble des CWD, LFWD et VFWD sur les transects à l'aide d'un compas forestier et d'un pied à coulisse pour les rémanents plus fins (Marshall *et al.*, 2003 ; Teissier du Cros et Lopez, 2009 ; Korboulewsky *et al.*, 2021)
 - **d** : le diamètre de la pièce à la section avec le transect, perpendiculairement à son axe longitudinal [cm]
 - Si la pièce présente des ramifications, les traiter comme d'autres pièces individuelles qui doivent répondre aux critères (Woodall *et al.*, 2019)
 - /! Pour une pièce courbée dont plusieurs segments distincts intersectent le transect, ces segments sont comptés comme des pièces individuelles qui doivent répondre aux critères (Marshall *et al.*, 2003)
- Sur chaque transect, découper 5 sous-échantillons de CWD et de LFWD à la scie ou à la tronçonneuse et les prélever
- Sur chaque segment de 0,5 m, prélever 5 sous-échantillons de VFWD aléatoirement (par ex. un tous les 10 cm)

Échantillonnage de la biomasse herbacée

- Placer les quadrats de 0,40×0,40 cm
- Couper à la cisaille toute la biomasse herbacée à 2 cm du sol pour éviter la contamination par le sol et prélever le tout (Bailie *et al.*, 1990)
- Ramener le tout au labo dans un sac préalablement annoté

Échantillonnage de la biomasse racinaire

- Enlever la litière du quadrat de prélèvement de la biomasse herbacée (Levillain *et al.*, 2011)
- Carotter le sol avec un cylindre de dimensions L = 15-30 cm et $\varnothing$ = 5 cm
- Ramener l'échantillon au labo dans un sac préalablement annoté

Manipulations et calculs

Rémanents forestiers

- À partir des mesures de CWD, LFWD et VFWD sur les transects, calculer le volume de chaque classe de rémanents à l'hectare d'après la formule de Huber (Marshall *et al.*, 2003 ; Teissier du Cros et Lopez, 2009 ; Korboulewsky *et al.*, 2021) : $V_X \cdot ha^{-1}$ [$m^3 \cdot ha^{-1}$] & [$m^3_{LFWD} \cdot ha^{-1}$], X étant une classe de rémanents

$$V_X \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \times L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij,X}^2$$

V_X le volume de rémanents d'une classe donnée par hectare [$m^3 \cdot ha^{-1}$] ; L la longueur du transect [m] (CWD et LFWD : 10 m, VFWD : 5 m) ; d le diamètre de la pièce à l'intersection [cm] ; i le transect d'échantillonnage, j le numéro de la pièce, m_i le nombre de pièces intersectant le transect, X la classe de rémanents

- Déterminer le volume ($V_{éch1,X}$ [cm^3]) et la masse ($m_{éch1,X}$ [g]) des échantillons de chaque classe et en déduire leur densité : ρ_X la densité moyenne d'une classe de rémanents en [$g \cdot m^{-3}_X$]

$$\rho_{éch1,X} = \frac{m_{éch1,X}}{V_{éch1,X}} \times 10^6 [g_X \cdot m_X^{-3}]$$

- Doser la teneur en carbone et azote des échantillons à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999), en déduire la teneur en carbone moyenne des CWD, LFWD et VFWD : $m_{éch2,X}$ la masse de la prise d'essai à doser pour la classe de rémanents X ; $m_{C,éch2,X}$ la masse de carbone mesurée dans ce même échantillon ; $\gamma_{X,C} = [g_C \cdot g_X^{-1}]$

$$\gamma_{X,C} = \frac{m_{C,éch2,X}}{m_{éch2,X}} [g_C \cdot g_X^{-1}]$$

- Calculer la masse de carbone piégée dans les CWD par unité de surface : $m_{C,CWD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,CWD} \cdot ha^{-1}$] ($L=10$ m)

$$m_{C,CWD} \cdot ha^{-1} = V_{CWD} \cdot ha^{-1} \times \rho_{CWD} \times \gamma_{C,CWD}$$

$$m_{C,CWD} \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \cdot L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \times \frac{m_{éch1,CWD}}{V_{éch1,CWD}} \times 10^6 \times \frac{m_{C,éch2,CWD}}{m_{éch2,CWD}}$$

$$[g_{C,CWD} \cdot ha^{-1}] = [m_{CWD}^3 \cdot ha^{-1}] \cdot [g_{CWD} \cdot m^{-3}] \cdot [g_C \cdot g_{CWD}^{-1}]$$

- Calculer la masse de carbone piégée dans les LFWD par unité de surface : $m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}$] ($L=10$ m)

$$m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1} = V_{LFWD} \cdot ha^{-1} \times \rho_{LFWD} \times \gamma_{C,LFWD}$$

$$m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \cdot L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \times \frac{m_{éch1,LFWD}}{V_{éch1,LFWD}} \times 10^6 \times \frac{m_{C,éch2,LFWD}}{m_{éch2,LFWD}}$$

$$[g_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}] = [m_{LFWD}^3 \cdot ha^{-1}] \cdot [g_{LFWD} \cdot m^{-3}] \cdot [g_C \cdot g_{LFWD}^{-1}]$$

- Calculer la masse de carbone piégée dans les VFWD par unité de surface : $m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}$] ($L=0,5$ m)

$$m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1} = V_{VFWD} \cdot ha^{-1} \times \rho_{VFWD} \times \gamma_{C,VFWD}$$

$$m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \cdot L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \times \frac{m_{éch1,VFWD}}{V_{éch1,VFWD}} \times 10^6 \times \frac{m_{C,éch2,VFWD}}{m_{éch2,VFWD}}$$

$$[g_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}] = [m_{VFWD}^3 \cdot ha^{-1}] \cdot [g_{VFWD} \cdot m^{-3}] \cdot [g_C \cdot g_{VFWD}^{-1}]$$

- On peut donc déduire la masse de carbone piégée dans les rémanents par unité de surface : **$m_{C,WD} \cdot ha^{-1}$** [**$g_{C,WD} \cdot ha^{-1}$**]

$$m_{C,WD} \cdot ha^{-1} = \sum m_{C,CWD} \cdot ha^{-1} + m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1} + m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}$$

$$[g_{C,WD} \cdot ha^{-1}] = \sum [g_{C,CWD} \cdot ha^{-1}] + [g_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}] + [g_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}]$$

Biomasse herbacée

- Peser les échantillons frais et séchés pour obtenir leur humidité relative : **$m_{éch1,biomHF}$** [**g_{biomHF}**] & **$m_{éch1,biomHS}$** [**g_{biomHS}**] la masse de l'échantillon de biomasse avant et après séchage ; **HumH** [**$g_{biomHS} \cdot g_{biomHF}^{-1}$**]

$$HumH = \frac{m_{éch1,biomHS}}{m_{éch1,biomHF}} [g_{biomHS} \cdot g_{biomHF}^{-1}]$$

- Connaissant la dimension des quadrats échantillonnés, en déduire la quantité de biomasse herbacée par unité de surface de sol : $L = l = 40 \text{ cm}$; **$A_{éch}$** l'aire échantillonnée ; **$biomH \cdot ha^{-1}$** [**$g_{biomHF} \cdot ha^{-1}$**]

$$biomH \cdot ha^{-1} = \frac{m_{éch1,biomHF}}{A_{éch}} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomHF}}{L^2} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomHF}}{0,160} \times 10^8 [g_{biomHF} \cdot ha^{-1}]$$

- Broyer les échantillons de biomasse herbacée et doser leur teneur en carbone à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999) : **$m_{éch2,biomHS}$** et **$m_{C,éch2,biomHS}$** [**g**] ; **$\gamma_{biomHS,C}$** = [**$g_C \cdot g_{biomHS}^{-1}$**]

$$\gamma_{biomHS,C} = \frac{m_{C,éch2,biomHS}}{m_{éch2,biomHS}} [g_C \cdot g_{biomHS}^{-1}]$$

- En déduire le stock de C piégé dans la biomasse herbacée à l'hectare : **$m_{C,biomH} \cdot ha^{-1}$** [**$g_{C,biomH} \cdot ha^{-1}$**]

$$m_{C,biomH} \cdot ha^{-1} = \gamma_{biomHS,C} \times HumH \times biomH \cdot ha^{-1} \times 10^{-6}$$

$$m_{C,biomH} \cdot ha^{-1} = \frac{m_{C,éch2,biomHS}}{m_{éch2,biomHS}} \times \frac{m_{éch1,biomHS}}{m_{éch1,biomHF}} \times \frac{m_{éch1,biomHF}}{0,160} \times 10^{-6}$$

$$[g_{C,biomH} \cdot ha^{-1}] = [g_C \cdot g_{biomHS}^{-1}] \cdot [g_{biomHS} \cdot g_{biomHF}^{-1}] \cdot [g_{biomHF} \cdot ha^{-1}] \cdot [Mg \cdot g^{-1}]$$

Biomasse racinaire

- Laver soigneusement les échantillons à l'eau pour dégager les racines de la terre, sans laisser d'agrégat et sans abîmer les racines (Baillie *et al.*, 1990 ; Addo-Danso *et al.*, 2016)
- Peser les échantillons frais et séchés pour obtenir leur humidité relative : **$m_{éch1,biomRF}$** [**g_{biomRF}**] et **$m_{éch1,biomRS}$** [**g_{biomRS}**] la masse de l'échantillon de biomasse avant et après séchage ; **HumR** [**$g_{biomRS} \cdot g_{biomRF}^{-1}$**]

$$HumR = \frac{m_{éch1,biomRS}}{m_{éch1,biomRF}} [g_{biomRS} \cdot g_{biomRF}^{-1}]$$

- Connaissant la dimension des carottes échantillonnées, en déduire la quantité de biomasse racinaire par unité de surface de sol sur les 15 premiers cm : $\emptyset = 5 \text{ cm}$; $A_{éch}$ l'aire échantillonnée ; **$biomR \cdot ha^{-1}$ [$g_{biomRF} \cdot ha^{-1}$]**

$$biomR \cdot ha^{-1} = \frac{m_{éch1,biomRF}}{A_{éch}} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomRF}}{\pi \cdot (\emptyset/2)^2} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomRF}}{6,25\pi} \times 10^8 [g_{biomRF} \cdot ha^{-1}]$$

- Broyer les échantillons de racines et doser leur teneur en carbone à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999) : **$m_{éch2,biomRS}$ et $m_{C,éch2,biomRS}$ [g] ; $\gamma_{biomRS,C} = [g_C \cdot g_{biomRS}^{-1}]$**

$$\gamma_{biomRS,C} = \frac{m_{C,éch2,biomRS}}{m_{éch2,biomRS}} [g_C \cdot g_{biomRS}^{-1}]$$

- En déduire le stock de C piégé dans la biomasse racinaire à l'hectare : **$m_{C,biomR} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,biomR} \cdot ha^{-1}$]**

$$m_{C,biomR} \cdot ha^{-1} = \gamma_{biomRS,C} \times Hum \times biom \cdot ha^{-1} \times 10^{-6}$$

$$m_{C,biomR} \cdot ha^{-1} = \frac{m_{C,éch2,biomRS}}{m_{éch2,biomRS}} \times \frac{m_{éch1,biomRS}}{m_{éch1,biomRF}} \times \frac{m_{éch1,biomRF}}{6,25\pi} \times 10^{-6}$$

$$[Mg_{C,biomR} \cdot ha^{-1}] = [g_C \cdot g_{biomRS}^{-1}] \cdot [g_{biomRS} \cdot g_{biomRF}^{-1}] \cdot [g_{biomRF} \cdot ha^{-1}] \cdot [Mg \cdot g^{-1}]$$

Bibliographie

- Addo-Danso, S.D., Prescott, C.E., Smith, A.R., 2016. **Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review**. Forest Ecology and Management, Special Section: Forests, Roots and Soil Carbon 359, 332–351. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.015>
- Baillie, I.C., Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., 1990. **Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods**. The Journal of Ecology 78, 547. <https://doi.org/10.2307/2261129>
- Carter, M.R., Gregorich, E.G. (Eds.), 2008. **Soil sampling and methods of analysis, 2nd ed.** Canadian Society of Soil Science ; CRC Press, [Pinawa, Manitoba] : Boca Raton, FL.
- De Wispelaere, G., Peyre De Fabrègues, B., Gachet, R., 1987. **Evaluation de la biomasse herbacée en zone sahélienne dans la région du Sud-Tamesna (Niger)**. "Perspectives et limites d'utilisation des données SPOT." Presented at the Colloque spot 1: utilisation des images, bilan, résultats, CIRAD-IEMVT, Paris, France, p. 13.
- Duvigneaud, P., Kestemont, P., Timperman, J., Moniquet, J.-C., 1977. **La hêtraie ardennaise à Festuca altissima à Mirwart. Biomasse et productivité primaire**, in: Productivité biologique en Belgique | Travaux de la Section belge du Programme Biologique International. Duculot, Paris-Gembloux, pp. 107–154.
- Hill, D.J., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., Shaw, P., 2005. **Handbook of biodiversity methods: survey, evaluation and monitoring**. Cambridge University Press.

- Korboulewsky, N., Bilger, I., Bessaad, A., 2021. How to Evaluate Downed Fine Woody Debris Including Logging Residues? *Forests* 12, 881. <https://doi.org/10.3390/f12070881>
- Kruys, N., Jonsson, B.G., 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Can. J. For. Res.* 29, 1295–1299. <https://doi.org/10.1139/x99-106>
- Levang, P., Grouzis, M., 1980. Méthodes d'étude de la biomasse herbacée de formations sahéliennes : application à la Mare d'Oursi, Haute-Volta. *Acta oecol., Œcol. Plant.* 1 (15), 231–244.
- Levillain, J., Thongo M'Bou, A., Deleporte, P., Saint-André, L., Jourdan, C., 2011. Is the simple auger coring method reliable for below-ground standing biomass estimation in Eucalyptus forest plantations? *Annals of Botany* 108, 221–230. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr102>
- Marshall, P.L., Davis, G., Taylor, S.W., 2003. Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris: Practitioners' Questions Addressed, Extension Note. Research Section, Coast Forest Region, BC Ministry of Forests, Nanaimo, BC.
- Ostonen, I., Lõhmus, K., Pajuste, K., 2005. Fine root biomass, production and its proportion of NPP in a fertile middle-aged Norway spruce forest: Comparison of soil core and ingrowth core methods. *Forest Ecology and Management* 212, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.064>
- Robertson, G.P., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, P., 1999. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*, Long-Term Ecological Research Network Series. Oxford University Press.
- Teissier du Cros, R., Lopez, S., 2009. Preliminary study on the assessment of deadwood volume by the French national forest inventory. *Ann. For. Sci.* 66, 302–302. <https://doi.org/10.1051/forest/2009007>
- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Moore, E.E., Fatuga, B.A., Redlin, M.R., Edmonds, R.L., 1987. Conifer and Angiosperm Fine-Root Biomass in Relation to Stand Age and Site Productivity in Douglas-Fir Forests. *Journal of Ecology* 75, 857–870. <https://doi.org/10.2307/2260210>
- Woldendorp, G., Keenan, R.J., Barry, S., Spencer, R.D., 2004. Analysis of sampling methods for coarse woody debris. *Forest Ecology and Management* 198, 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.042>
- Woodall, C.W., Rondeux, J., Verkerk, P.J., Ståhl, G., 2009. Estimating Dead Wood During National Forest Inventories: A Review of Inventory Methodologies and Suggestions for Harmonization. *Environmental Management* 44, 624–631. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9358-9>

Annexe II. Quantification de l'apport de carbone au sol par broyage léger en plein du parterre de coupe (protocole parcelle 80 Forêt Domaniale d'Eu)

Principe

Des **unités expérimentales** (UE) de **54,4 × 36 m (1 958,4 m²)** sont préalablement disposées sur la parcelle expérimentale (parcelle 80 de la Forêt Domaniale d'Eu). Sur chaque UE est définie une **zone de prélèvement** (ZP) de **41,6 × 26,5 m (1 102,4 m² donc 2,2 ha échantillonnés)** où des prélèvements de sol sont effectués selon une **grille systématique** établie pour une **cartographie par analyse infrarouge (NIRS/MIRS)** de l'**hétérogénéité du sol**. Le dispositif expérimental **nécessite 15 UE mais 20 sont étudiées** pour pouvoir déplacer des modalités expérimentales en cas de détection d'une forte **hétérogénéité du sol** par la cartographie NIRS/MIRS.

Deux transects sont positionnés sur chaque ZP selon la grille NIRS afin d'y inventorier et prélever les **rémanents** forestiers. Un échantillonnage de **biomasse végétale aérienne et racinaire** est aussi mené **via 3 quadrats et 3 carottages** pour estimer la quantité de carbone stocké dans la biomasse végétale et sa distribution avant et après broyage.

Ce protocole est inspiré du travail de **Marshall et al. (2000)** et de la proposition faite par **Korboulewsky et al. (2021)** d'un protocole optimisé pour l'étude des trois classes de rémanents forestiers qui seront appelées en français comme suit :

- Les rémanents grossiers ou **CWD** (*Coarse Woody Debris*), $\varnothing > 7$ cm
- Les rémanents fins ou **FWD** (*Fine Woody Debris*), $\varnothing < 7$ cm
 - Les rémanents fins grossiers ou **LFWD** (*Large Fine Woody Debris*), $4 < \varnothing < 7$ cm
 - Les rémanents très fins ou **VFWD** (*Very Fine Woody Debris*), $\varnothing < 4$ cm

Nombre d'échantillons

$N_{\text{rémanents}} = (5 \text{ éch}_{\text{CWD}} + 5 \text{ éch}_{\text{LFWD}} + 2 \times 5 \text{ éch}_{\text{VFWD}}) \times 2 \text{ transects} \times 20 \text{ UE} = 20 \times 2 \times 20 = 800$ échantillons de rémanents forestiers

N_{biomasse}

- $N_{\text{herbacée}} = 3 \text{ quadrats} \times 20 \text{ UE} = 60$ échantillons de biomasse aérienne
- $N_{\text{racinaire}} = 3 \text{ carottes} \times 20 \text{ UE} = 60$ échantillons de biomasse racinaire
- $N_{\text{biomasse}} = 60 + 60 = 120$

Total

$$N = \sum N_i = N_{\text{rémanents}} + N_{\text{biomasse}}$$

$$N = 920$$

Protocole d'échantillonnage

Matériel :

- Décamètres enroulables
- Mètres bois pliables
- Sacs plastiques précédemment annotés
- Fiches de relevés pour prise de cotes
- Compas forestiers et pieds à coulisse
- Cisailles
- Scies à main
- Gants

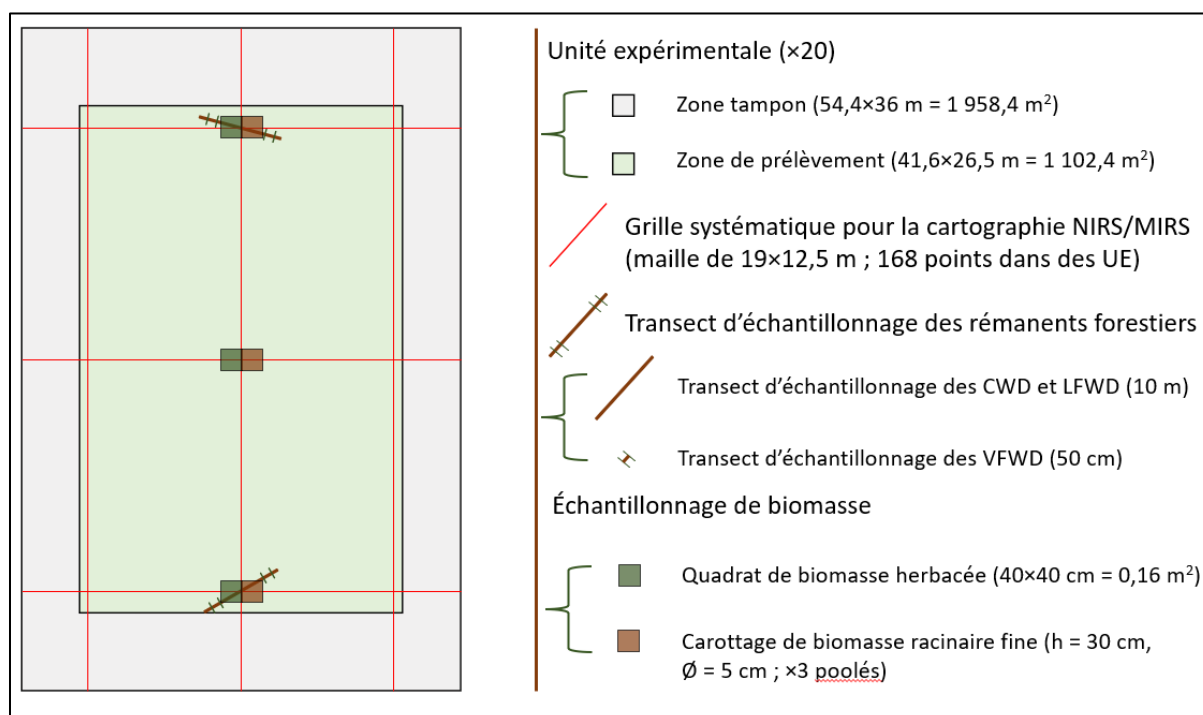


Schéma du protocole d'échantillonnage global

Inventaire et échantillonnage terrain

- Se rendre sur une UE préalablement définie sur la parcelle
 - **Échantillonnage des rémanents forestiers**
 - Placer les deux transects de 10 m en déroulant un décamètre ruban d'après la grille de NIRS et définir sur chacun les deux segments d'échantillonnage de 0,5 m à 1 m de chaque extrémité
 - Mesurer le diamètre de l'ensemble des CWD, LFWD et VFWD sur les transects à l'aide d'un compas forestier et d'un pied à coulisse pour les rémanents plus fins (Marshall *et al.*, 2003 ; Teissier du Cros et Lopez, 2009 ; Korboulewsky *et al.*, 2021)
 - **d** : le diamètre de la pièce à la section avec le transect, perpendiculairement à son axe longitudinal [cm]

- Si la pièce présente des ramifications, les traiter comme d'autres pièces individuelles qui doivent répondre aux critères (Woodall *et al.*, 2019)
- ⚠ Pour une pièce courbée dont plusieurs segments distincts intersectent le transect, ces segments sont comptés comme des pièces individuelles qui doivent répondre aux critères (Marshall *et al.*, 2003)
- Sur chaque transect, découper 5 sous-échantillons de CWD et de LFWD à la scie ou à la tronçonneuse et les prélever
- Sur chaque segment de 0,5 m, prélever 5 sous-échantillons de VFWD aléatoirement (par ex. un tous les 10 cm)
- **Échantillonnage de la biomasse herbacée**
 - Placer les trois quadrats de 0,40 × 0,40 cm
 - Couper à la cisaille toute la biomasse herbacée à 2 cm du sol pour éviter la contamination par le sol et prélever le tout (Bailie *et al.*, 1990)
 - Ramener le tout au labo dans un sac préalablement annoté
- **Échantillonnage de la biomasse racinaire**
 - Enlever la litière du quadrat de prélèvement de la biomasse herbacée (Levillain *et al.*, 2011)
 - Carotter le sol trois fois avec un cylindre de dimensions L = 15-30 cm et Ø = 5 cm, pooler les trois échantillons
 - Ramener l'échantillon au labo dans un sac préalablement annoté

Manipulations et calculs

Rémanents forestiers

- À partir des mesures de CWD, LFWD et VFWD sur les transects, calculer le volume de chaque classe de rémanents à l'hectare d'après la formule de Huber (Marshall *et al.*, 2003 ; Teissier du Cros et Lopez, 2009 ; Korboulewsky *et al.*, 2021) : $V_X \cdot ha^{-1}$ [$m^3 \cdot ha^{-1}$] & [$m^3_{LFWD} \cdot ha^{-1}$], X étant une classe de rémanents

$$V_X \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \times L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij,X}^2$$

V_X le volume de rémanents d'une classe donnée par hectare [$m^3 \cdot ha^{-1}$] ; L la longueur du transect [m] (CWD et LFWD : 10 m, VFWD : 5 m) ; d le diamètre de la pièce à l'intersection [cm] ; i le transect d'échantillonnage, j le numéro de la pièce, m_i le nombre de pièces intersectant le transect, X la classe de rémanents

- Déterminer le volume ($V_{éch1,X}$ [cm^3]) et la masse ($m_{éch1,X}$ [g]) des échantillons de chaque classe et en déduire leur densité : ρ_X la densité moyenne d'une classe de rémanents en [$g \cdot m^{-3}_X$]

$$\rho_{éch1,X} = \frac{m_{éch1,X}}{V_{éch1,X}} \times 10^6 [g_X \cdot m_X^{-3}]$$

- Doser la teneur en carbone et azote des échantillons à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999), en déduire la teneur en carbone moyenne des CWD, LVWD et VFWD : $m_{éch2,X}$ la masse de la prise d'essai à doser pour la classe de rémanents X ; $m_{C,éch2,X}$ la masse de carbone mesurée dans ce même échantillon ; $\gamma_{X,C} = [g_C \cdot g^{-1} X]$

$$\gamma_{X,C} = \frac{m_{C,éch2,X}}{m_{éch2,X}} [g_C \cdot g_X^{-1}]$$

- Calculer la masse de carbone piégée dans les CWD par unité de surface : $m_{C,CWD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,CWD} \cdot ha^{-1}$] ($L=10$ m)

$$m_{C,CWD} \cdot ha^{-1} = V_{CWD} \cdot ha^{-1} \times \rho_{CWD} \times \gamma_{C,CWD}$$

$$m_{C,CWD} \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \cdot L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \times \frac{m_{éch1,CWD}}{V_{éch1,CWD}} \times 10^6 \times \frac{m_{C,éch2,CWD}}{m_{éch2,CWD}}$$

$$[g_{C,CWD} \cdot ha^{-1}] = [m_{CWD}^3 \cdot ha^{-1}] \cdot [g_{CWD} \cdot m^{-3}] \cdot [g_C \cdot g_{CWD}^{-1}]$$

- Calculer la masse de carbone piégée dans les LFWD par unité de surface : $m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}$] ($L=10$ m)

$$m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1} = V_{LFWD} \cdot ha^{-1} \times \rho_{LFWD} \times \gamma_{C,LFWD}$$

$$m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \cdot L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \times \frac{m_{éch1,LFWD}}{V_{éch1,LFWD}} \times 10^6 \times \frac{m_{C,éch2,LFWD}}{m_{éch2,LFWD}}$$

$$[g_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}] = [m_{LFWD}^3 \cdot ha^{-1}] \cdot [g_{LFWD} \cdot m^{-3}] \cdot [g_C \cdot g_{LFWD}^{-1}]$$

- Calculer la masse de carbone piégée dans les VFWD par unité de surface : $m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}$] ($L=0,5$ m)

$$m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1} = V_{VFWD} \cdot ha^{-1} \times \rho_{VFWD} \times \gamma_{C,VFWD}$$

$$m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1} = \frac{\pi^2}{8 \cdot L} \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \times \frac{m_{éch1,VFWD}}{V_{éch1,VFWD}} \times 10^6 \times \frac{m_{C,éch2,VFWD}}{m_{éch2,VFWD}}$$

$$[g_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}] = [m_{VFWD}^3 \cdot ha^{-1}] \cdot [g_{VFWD} \cdot m^{-3}] \cdot [g_C \cdot g_{VFWD}^{-1}]$$

- On peut donc déduire la masse de carbone piégée dans les rémanents par unité de surface : $m_{C,WD} \cdot ha^{-1}$ [$g_{C,WD} \cdot ha^{-1}$]

$$m_{C,WD} \cdot ha^{-1} = \sum m_{C,CWD} \cdot ha^{-1} + m_{C,LFWD} \cdot ha^{-1} + m_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}$$

$$[g_{C,WD} \cdot ha^{-1}] = \sum [g_{C,CWD} \cdot ha^{-1}] + [g_{C,LFWD} \cdot ha^{-1}] + [g_{C,VFWD} \cdot ha^{-1}]$$

Biomasse herbacée

- Peser les échantillons frais et séchés pour obtenir leur humidité relative : $m_{éch1,biomHF}$ [g_{biomHF}] & $m_{éch1,biomHS}$ [g_{biomHS}] la masse de l'échantillon de biomasse avant et après séchage ; $HumH$ [$g_{biomHS} \cdot g_{biomHF}^{-1}$]

$$HumH = \frac{m_{éch1,biomHS}}{m_{éch1,biomHF}} [g_{biomHS} \cdot g_{biomHF}^{-1}]$$

- Connaissant la dimension des quadrats échantillonnés, en déduire la quantité de biomasse herbacée par unité de surface de sol : $L = l = 40 \text{ cm}$; $A_{éch}$ l'aire échantillonnée ; **biomH.ha⁻¹** [**g_{biomHF}.ha⁻¹**]

$$biomH.ha^{-1} = \frac{m_{éch1,biomHF}}{A_{éch}} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomHF}}{L^2} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomHF}}{0,160} \times 10^8 [g_{biomHF}.ha^{-1}]$$

- Broyer les échantillons de biomasse herbacée et doser leur teneur en carbone à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999) : $m_{éch2,biomHS}$ et $m_{C,éch2,biomHS}$ [**g**] ; $\gamma_{biomHS,C}$ = [**g_C.g_{biomHS}⁻¹**]

$$\gamma_{biomHS,C} = \frac{m_{C,éch2,biomHS}}{m_{éch2,biomHS}} [g_C \cdot g_{biomHS}^{-1}]$$

- En déduire le stock de C piégé dans la biomasse herbacée à l'hectare : **$m_{C,biomH}.ha^{-1}$** [**g_{C,biomH}.ha⁻¹**]

$$m_{C,biomH}.ha^{-1} = \gamma_{biomHS,C} \times HumH \times biom.ha^{-1} \times 10^{-6}$$

$$m_{C,biomH}.ha^{-1} = \frac{m_{C,éch2,biomHS}}{m_{éch2,biomHS}} \times \frac{m_{éch1,biomHS}}{m_{éch1,biomHF}} \times \frac{m_{éch1,biomHF}}{0,160} \times 10^{-6}$$

$$[g_{C,biomH}.ha^{-1}] = [g_C \cdot g_{biomHS}^{-1}] \cdot [g_{biomHS} \cdot g_{biomHF}^{-1}] \cdot [g_{biomHF}.ha^{-1}] \cdot [Mg \cdot g^{-1}]$$

Biomasse racinaire

- Laver soigneusement les échantillons à l'eau pour dégager les racines de la terre, sans laisser d'agréat et sans abîmer les racines (Baillie *et al.*, 1990 ; Addo-Danso *et al.*, 2016)
- Peser les échantillons frais et séchés pour obtenir leur humidité relative : $m_{éch1,biomRF}$ [**g_{biomRF}**] et $m_{éch1,biomRS}$ [**g_{biomRS}**] la masse de l'échantillon de biomasse avant et après séchage ; **HumR** [**g_{biomRS}.g_{biomRF}⁻¹**]

$$HumR = \frac{m_{éch1,biomRS}}{m_{éch1,biomRF}} [g_{biomRS} \cdot g_{biomRF}^{-1}]$$

- Connaissant la dimension des carottes échantillonnées, en déduire la quantité de biomasse racinaire par unité de surface de sol sur les 15 premiers cm : $\emptyset = 5 \text{ cm}$; $A_{éch}$ l'aire échantillonnée ; **biomR.ha⁻¹** [**g_{biomRF}.ha⁻¹**]

$$biomR.ha^{-1} = \frac{m_{éch1,biomRF}}{A_{éch}} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomRF}}{\pi \cdot (\emptyset/2)^2} \times 10^8 = \frac{m_{éch1,biomRF}}{6,25\pi} \times 10^8 [g_{biomRF}.ha^{-1}]$$

- Broyer les échantillons de racines et doser leur teneur en carbone à l'analyseur CN (Carter et Gregorich, 2008 ; Robertson *et al.*, 1999) : $m_{éch2,biomRS}$ et $m_{C,éch2,biomRS}$ [**g**] ; $\gamma_{biomRS,C}$ = [**g_C.g_{biomRS}⁻¹**]

$$\gamma_{biomRS,C} = \frac{m_{C,éch2,biomRS}}{m_{éch2,biomRS}} [g_C \cdot g_{biomRS}^{-1}]$$

- En déduire le stock de C piégé dans la biomasse racinaire à l'hectare : **$m_{C,biomR}.ha^{-1}$** [**g_{C,biomR}.ha⁻¹**]

$$m_{C,biomR}.ha^{-1} = \gamma_{biomRS,C} \times HumR \times biom.ha^{-1} \times 10^{-6}$$

$$m_{C,biomR} \cdot ha^{-1} = \frac{m_{C,éch2,biomRS}}{m_{éch2,biomRS}} \times \frac{m_{éch1,biomRS}}{m_{éch1,biomRF}} \times \frac{m_{éch1,biomRF}}{6,25\pi} \times 10^{-6}$$

$$[Mg_{C,biomR} \cdot ha^{-1}] = [g_C \cdot g_{biomRS}^{-1}] \cdot [g_{biomRS} \cdot g_{biomRF}^{-1}] \cdot [g_{biomRF} \cdot ha^{-1}] \cdot [Mg \cdot g^{-1}]$$

Bibliographie

- Addo-Danso, S.D., Prescott, C.E., Smith, A.R., 2016. **Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review**. Forest Ecology and Management, Special Section: Forests, Roots and Soil Carbon 359, 332–351. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.015>
- Baillie, I.C., Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., 1990. **Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods**. The Journal of Ecology 78, 547. <https://doi.org/10.2307/2261129>
- Carter, M.R., Gregorich, E.G. (Eds.), 2008. **Soil sampling and methods of analysis, 2nd ed.** Canadian Society of Soil Science ; CRC Press, [Pinawa, Manitoba] : Boca Raton, FL.
- De Wispelaere, G., Peyre De Fabrègues, B., Gachet, R., 1987. **Evaluation de la biomasse herbacée en zone sahélienne dans la région du Sud-Tamesna (Niger)**. “Perspectives et limites d’utilisation des données SPOT.” Presented at the Colloque spot 1: utilisation des images, bilan, résultats, CIRAD-IEMVT, Paris, France, p. 13.
- Duvigneaud, P., Kestemont, P., Timperman, J., Moniquet, J.-C., 1977. **La hêtraie ardennaise à Festuca altissima à Mirwart. Biomasse et productivité primaire**, in: Productivité biologique en Belgique | Travaux de la Section belge du Programme Biologique International. Duculot, Paris-Gembloux, pp. 107–154.
- Hill, D.J., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., Shaw, P., 2005. **Handbook of biodiversity methods: survey, evaluation and monitoring**. Cambridge University Press.
- Korboulewsky, N., Bilger, I., Bessaad, A., 2021. **How to Evaluate Downed Fine Woody Debris Including Logging Residues?** Forests 12, 881. <https://doi.org/10.3390/f12070881>
- Kruys, N., Jonsson, B.G., 1999. **Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden**. Can. J. For. Res. 29, 1295–1299. <https://doi.org/10.1139/x99-106>
- Levang, P., Grouzis, M., 1980. **Méthodes d’étude de la biomasse herbacée de formations sahéliennes : application à la Mare d’Oursi, Haute-Volta**. Acta œcol., Œcol. Plant. 1 (15), 231–244.
- Levillain, J., Thongo M’Bou, A., Deleporte, P., Saint-André, L., Jourdan, C., 2011. **Is the simple auger coring method reliable for below-ground standing biomass estimation in Eucalyptus forest plantations?** Annals of Botany 108, 221–230. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr102>
- Marshall, P.L., Davis, G., Taylor, S.W., 2003. **Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris: Practitioners’ Questions Addressed**, Extension Note. Research Section, Coast Forest Region, BC Ministry of Forests, Nanaimo, BC.
- Ostonen, I., Lõhmus, K., Pajuste, K., 2005. **Fine root biomass, production and its proportion of NPP in a fertile middle-aged Norway spruce forest: Comparison of soil core and ingrowth core methods**. Forest Ecology and Management 212, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.064>

- Robertson, G.P., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, P., 1999. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*, Long-Term Ecological Research Network Series. Oxford University Press.
- Teissier du Cros, R., Lopez, S., 2009. *Preliminary study on the assessment of deadwood volume by the French national forest inventory*. Ann. For. Sci. 66, 302–302. <https://doi.org/10.1051/forest/2009007>
- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Moore, E.E., Fatuga, B.A., Redlin, M.R., Edmonds, R.L., 1987. *Conifer and Angiosperm Fine-Root Biomass in Relation to Stand Age and Site Productivity in Douglas-Fir Forests*. Journal of Ecology 75, 857–870. <https://doi.org/10.2307/2260210>
- Woldendorp, G., Keenan, R.J., Barry, S., Spencer, R.D., 2004. *Analysis of sampling methods for coarse woody debris*. Forest Ecology and Management 198, 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.042>
- Woodall, C.W., Rondeux, J., Verkerk, P.J., Ståhl, G., 2009. *Estimating Dead Wood During National Forest Inventories: A Review of Inventory Methodologies and Suggestions for Harmonization*. Environmental Management 44, 624–631. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9358-9>

Parcelle 80, Forêt Domaniale d'Eu

[illegible]

Annexe III-2. Fiche de relevés : cartographie des points d'intérêt

Trou = t

Genêt = G
Fougère aigle = F

Arbre = A

Souche = S

[illegible]