

## **Vitesse de dégradation, effet de sécheresse et éléments majeurs contenus dans les racines fines d'une hêtraie du Nord-Est de la France**

**Auteur** : Watté, Romy

**Promoteur(s)** : Dincher, Marie; 17858

**Faculté** : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme** : Master en bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

**Année académique** : 2021-2022

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/15427>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

**Vitesse de dégradation, effet de sécheresse et  
éléments majeurs contenus dans les racines fines  
d'une hêtraie du Nord-Est de la France**

**ROMY WATTÉ**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU  
DIPLOME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN SCIENCES ET  
TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

**ANNÉE ACADÉMIQUE 2021 - 2022**

**CO-PROMOTRICES : Marie Dincher et Marie-Pierre Turpault**





©Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique<sup>1</sup> de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

---

1. Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par la promotrice membre du personnel enseignant de GxABT.

**Vitesse de dégradation, effet de sécheresse et  
éléments majeurs contenus dans les racines fines  
d'une hêtraie du Nord-Est de la France**

**ROMY WATTÉ**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU  
DIPLOME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN SCIENCES ET  
TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

**ANNÉE ACADÉMIQUE 2021 - 2022**

**CO-PROMOTRICES : Marie Dincher et Marie-Pierre Turpault**



# Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier les 2 services qui m'ont accueilli pour la réalisation de ce mémoire et qui financent cette étude : l'**INRAE-BEF** de Champenoux et l'**axe EESP** de Gembloux Agro-Bio Tech.

J'aimerais également adresser mes remerciements les plus sincères à :

Mes **deux co-promotrices**, qui ont été présentes et m'ont soutenu pendant ces 6 mois. Merci Marie de m'avoir fait confiance pour ce travail. Merci pour tes conseils avisés, ta manière de rassurer et de motiver et ta passion pour ton métier. Merci Marie-Pierre pour votre accueil, vos remarques et réflexions pertinentes et vos relectures.

Mes parents pour m'avoir permis de poursuivre mes études dans un domaine aussi varié et intéressant que la bioingénierie.

Henri pour m'avoir écouté, aidé dès qu'il le pouvait et pour son soutien permanent.

Enfin, merci aux membres du jury et aux différents relecteurs pour le temps qu'ils m'ont accordé.



# Résumé

Les racines fines sont des éléments clés dans la nutrition des arbres, dans un contexte général d'écosystèmes forestiers appauvris. La litière souterraine contient en effet des nutriments qui vont, lors de sa dégradation physique et chimique, être libérés dans le sol. Cependant, ce compartiment est encore peu étudié pour l'ensemble des nutriments autres que C et N.

L'expérience a été réalisée dans la hêtraie (*Fagus sylvatica*) de Montiers-sur-Saulx (Meuse, France). Des sachets de racines fines (< 2mm) de mailles de 1mm ont été enterrés à 5 et 15cm de profondeur dans un dystric cambisol (DC) et un rendzic leptosol (RL) afin de comprendre l'influence du type de sol et de la profondeur sur la dégradation racinaire et la libération d'éléments (Expérience principale). D'autres sachets ont été enterrés à 5cm de profondeur dans un eutric cambisol (EC), sous un toit simulant la sécheresse et dans une zone témoin attenante afin de déterminer l'influence des précipitations (Expérience sécheresse). Les échantillons ont été récupérés tous les 2 mois et analysés pour le pourcentage de masse restant et la concentration en éléments majeurs. Les taux de décomposition  $k$  et temps de résidence (TR) ont été déterminés.

Le pourcentage de masse restant est similaire entre les 4 zones de l'expérience principale (2 profondeurs DC et 2 profondeurs RL). Le type de sol et la profondeur ne semblent pas avoir d'influence sur la dégradation racinaire dans son ensemble. Les pourcentages massiques sont analogues sous le toit et dans le témoin également, le régime de précipitations semblant sans influence lors de cette étude réalisée pendant un printemps-été particulièrement sec. La dynamique individuelle de chaque élément a été discutée pour l'expérience principale. Les éléments labiles sont libérés plus rapidement que les éléments liés à des molécules minérales. Certains éléments tels que Si et Ca seraient réprécipités en minéraux secondaires lors de leur libération. Des différences entre les types de sol apparaissent pour certains éléments : elles pourraient être expliquées par des différences initiales de concentration de ces éléments dans les racines. Les TR 50% et TR 99%, 4 zones combinées (DC et RL) s'accordent sur la série de mobilité suivante :  $K > Mg > Fe > P > Si > Mn > Ca > S > Al > N$ .

Mots-clés : racines, nutriments, hêtres, dégradation, sécheresse, sol.

# Abstract

Fine roots are key elements in the nutrition of trees, in a general context of impoverished forest ecosystems. The underground litter contains nutrients that will be released into the soil during its physical and chemical degradation. However, this compartment is still little studied for all nutrients other than C and N.

The experiment was carried out in the beech forest (*Fagus sylvatica*) of Montiers-sur-Saulx (Meuse, France). Bags of fine roots (< 2mm) of 1mm mesh were buried at 5 and 15cm depth in a dystric cambisol (DC) and a rendzic leptosol (RL) in order to understand the influence of soil type and depth on root degradation and elements release (Main experiment). Other bags were buried at 5cm depth in a eutric cambisol (EC), under a drought simulating roof and in an adjoining control area to determine the influence of rainfall (Drought experiment). Samples were collected every 2 months and analysed for percentage mass remaining and major elements concentration. The decomposition rate  $k$  and residence time (RT) were determined.

The percentage of remaining mass is similar between the 4 areas of the main experiment (2 depths DC and 2 depths RL). Soil type and depth do not seem to have an influence on the overall root degradation. The mass percentages are similar under the roof and in the control as well, with the precipitation regime appearing to have no influence in this study conducted during a particularly dry spring-summer. The individual dynamic of each element was discussed for the main experiment. Soluble elements are released faster than elements bound to mineral molecules. Some elements such as Si and Ca would be re-precipitated into secondary minerals upon release. Differences between soil types appear for some elements : they could be explained by initial differences in the concentration of these elements in the roots. The TR 50% and TR 99%, 4 zones combined (DC and RL) agree on the following mobility series :  $K > Mg > Fe > P > Si > Mn > Ca > S > Al > N$ .

Keywords : roots, nutrients, beech, degradation, drought, soil.

# Table des matières

<b>1</b>	<b>Partie théorique</b>	<b>3</b>
1.1	Contexte général . . . . .	3
1.2	Décomposition des racines . . . . .	4
1.3	Influence de la sécheresse . . . . .	6
1.4	Expérimentations . . . . .	7
<b>2</b>	<b>Objectifs</b>	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>Matériel et méthodes</b>	<b>9</b>
3.1	Site d'étude . . . . .	9
3.1.1	Description générale . . . . .	9
3.1.2	Dispositifs de collecte . . . . .	11
3.2	Expérience de dégradation des racines . . . . .	13
3.2.1	Préparation des sachets de racines . . . . .	13
3.2.2	Mise en place . . . . .	14
3.2.3	Récolte . . . . .	15
3.2.4	Traitement des échantillons . . . . .	16
3.2.5	Analyses . . . . .	17
3.2.6	Analyses statistiques . . . . .	18
<b>4</b>	<b>Résultats</b>	<b>19</b>
4.1	Expérience principale . . . . .	19
4.1.1	Perte de masse . . . . .	19
4.1.2	Concentrations en éléments . . . . .	20
4.1.3	Libération d'éléments . . . . .	21
4.2	Expérience sécheresse . . . . .	30
4.2.1	Perte de masse . . . . .	30
4.2.2	Libération d'éléments . . . . .	31
<b>5</b>	<b>Discussion</b>	<b>33</b>
5.1	Méthodologie . . . . .	33
5.2	Expérience principale . . . . .	34
5.2.1	Perte de masse . . . . .	34
5.2.2	Libération d'éléments . . . . .	34
5.3	Expérience sécheresse . . . . .	36
5.3.1	Perte de masse . . . . .	36
5.3.2	Libération d'éléments . . . . .	37
<b>6</b>	<b>Conclusions et perspectives</b>	<b>38</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>42</b>
	<b>Annexes</b>	<b>43</b>

# Table des figures

1.1	Représentation schématique des cycles biogéochimiques et des flux dans un écosystème forestier. Les flux en solution sont représentés par des flèches bleues et les flux solides par des flèches vertes. DA= Dépôts Atmosphériques humides et secs <0.45µm ; P = Poussières (>0.45µm) ; EB = Exportation Biomasse ; PLV = Pluvioléssivat ; ET = Écoulement de Tronc ; SH = solution humus ; LF = Litière ; R = rémanents ; G = Gaz (Source : Dincher, 2020). . . . .	4
3.1	Localisation du site expérimental de Montiers (Source : Dincher, 2020). . . . .	9
3.2	Schéma de la géologie et pédologie du site expérimental de Montiers. a) Localisation des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3), du dispositif sécheresse (DS) et de la tour à flux (Fux tower, FT). b) Représentation schématique de la toposéquence du site de Montiers et photo des 3 sols. Thithonian limestone = calcaire du Portlandien inférieur ; Valanginian sediments = sédiments détritiques du Valanginien (Source : Dincher, 2020). . . . .	11
3.3	Dispositif expérimental d'une sous-station schématisée. TF = pluvioléssivat, SF = écoulement de tronc (Source : Kirchen, 2017). . . . .	12
3.4	Toit automatisé sur le site expérimental de Montiers, en position ouverte (Source : INRAE, 2020a). . . . .	13
3.5	Prélèvement des racines en surface. . . . .	13
3.6	Racines mycorhizées. . . . .	14
3.7	Lavage et mise en sachet des racines fines. . . . .	14
3.8	Vue en coupe de la disposition des sachets de racines dans le sol, aux 2 profondeurs. . . . .	15
3.9	Mise en place des sachets de litière souterraine, à la profondeur 0-10cm. . . . .	15
3.10	Ligne du temps des 2 expériences. Vert : prélèvement des racines, orange : mise en place des sachets, mauve : récolte des sachets. . . . .	16
3.11	Récapitulatif du traitement d'un échantillon de racines. . . . .	17
4.1	Évolution de la masse de racines en pourcentage de masse initiale en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. . . . .	19
4.2	Graphes des variables de l'analyse en composantes principales. . . . .	21
4.3	Évolution de la libération de K, P et S en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. . . . .	23
4.4	Évolution de la libération de Si, Al, Fe en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. . . . .	25

4.5	Évolution de la libération de Mg et N en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. . . . .	26
4.6	Évolution de la libération de Ca, Mn, C en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. L'échelle de l'axe des ordonnées est différente pour chaque élément. . . . .	28
4.7	Évolution de la masse des racines en pourcentage de masse initiale en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. Sec : sol sous le dispositif sécheresse, Hors sec : sol témoin environnant. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. . . . .	30

# Liste des tableaux

1.1	Tableau synthétique des caractéristiques des litières aériennes et des racines fines. . .	6
3.1	Informations sur les sols des 3 stations (Source : Kirchen, 2017). . . . .	10
3.2	Profils racinaires dans les 3 sols (Source : Kirchen, 2017). . . . .	10
3.3	Tableau récapitulatif des nombres et dates de prélèvement des sachets de racines de l'expérience principale et de l'expérience sécheresse. . . . .	16
4.1	Quantités d'éléments échangeables présents dans la terre fine du site de Montiers-sur-Saulx pour les 2 sols d'étude aux 2 profondeurs, en kg par hectare (Source : Kirchen, 2017). Les valeurs entre parenthèses représentent les proportions de chaque quantité par rapport à la quantité en DC 0-10 du même élément. . . . .	20
4.2	Concentrations initiales (à T0), en g par kg, en éléments dans les racines de chaque zone d'étude. Les valeurs entre parenthèses représentent les proportions de chaque valeur par rapport à la valeur en DC 0-10 du même élément. . . . .	21
4.3	Temps de résidence en année pour éliminer 50 et 99% de la masse initiale pour la biomasse totale et pour chaque élément étudié, pour l'expérience principale. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), N/A : non applicable (facteur $k < 0$ ). . . . .	29
4.4	Pourcentage de masse d'élément restant par rapport à la masse initiale, pour l'expérience sécheresse. Les étoiles indiquent une différence significative entre la zone Sec et Hors sec (p-valeur $< 0,05$ au test de Kruskal-Wallis). . . . .	31

# Présentation des laboratoires

Cette étude a été réalisée grâce à une collaboration entre la faculté de Gembloux Agro-bio Tech, appartenant à l'Université de Liège, et l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE).

**L'axe Échanges Eau - Sol - Plante** est un service de recherche et d'enseignement de l'Université de Gembloux Agro-Bio Tech. L'axe oriente ses recherches sur l'étude du fonctionnement multiscalaire des systèmes eau-sol-plantes au sein des (agro-)écosystèmes semi-naturels et anthropisés dans un contexte de développement durable. Il rassemble pas moins d'une vingtaine de membres du personnel et supervise 25 doctorants. Ses membres sont spécialisés en science du sol, pédologie appliquée, cartographie, modélisation, etc. Le service a notamment pour objectifs de quantifier de nombreuses propriétés des sols, comprendre les différents processus, modéliser des changements. Enfin, l'axe est un laboratoire de référence en physique et chimie du sol au niveau régional, national et international.

**L'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE)** est un établissement public de recherche placé sous la tutelle conjointe du ministère en charge de l'agriculture et du ministère en charge de la recherche. L'INRAE s'intéresse de manière générale à la performance du système agricole, à la qualité de l'alimentation et à la gestion durable des ressources et des écosystèmes. Il rassemble une communauté de 12 000 personnes, avec 268 unités de recherche, de service et expérimentales, implantées dans 18 centres sur toute la France. Le centre *Grand Est-Nancy*, dont fait partie l'implantation de Champenoux, est axé sur l'adaptation des écosystèmes et des sols forestiers, agricoles et urbains aux changements globaux, et la gestion durable de ces territoires. A Champenoux se trouve notamment l'unité Biogéochimie des Écosystèmes Forestiers (BEF), dont l'activité de recherche porte sur les cycles biogéochimiques des forêts. L'objectif sous-tendant est de pouvoir contribuer à des recommandations de gestion durable de ces écosystèmes et au maintien de leur productivité (INRA, 2019). Afin de réaliser des expérimentations sur le long terme, l'unité s'est dotée d'observatoires des forêts, labellisés ANAEE-France. L'observatoire ANAEE-Forêt a pour objectif général de comprendre le fonctionnement de ces écosystèmes en analysant, notamment, les stocks et flux de carbone, d'eau et d'éléments minéraux et d'évaluer leur réponse à des modifications, qu'elles soient lentes ou rapides, naturelles ou anthropiques (climat, sylviculture, changement d'usage des terres) (GIP-Ecofor, 2018). Un de ces observatoires, situé à Montiers-Sur-Saulx, est utilisé dans le cadre de ce mémoire. Il sera présenté en détails dans le chapitre 3.



# Chapitre 1 : Partie théorique

## 1.1 Contexte général

Les écosystèmes forestiers fournissent à l’homme de nombreux biens et services comme la production de biomasse, la régulation du climat, le stockage du carbone (MEA, 2005). Or, ils subissent des pressions de plus en plus fortes, de part l’intensification de l’exportation des rémanents, les pratiques de sylviculture à rotation plus courte et les changements climatiques (Heilman et Norby, 1998 et Hartmann et al., 2012 ; Cités par Dincher, 2020). Les sols forestiers français étant historiquement acides, pauvres en nutriments et rarement fertilisés du fait de contraintes économiques (Kirchen, 2017), ils sont dépendants du cycle des éléments nutritifs au sein de l’écosystème, particulièrement par le recyclage des parties aériennes et souterraines (racines fines) des végétaux. En effet, les nutriments sont essentiels à la réalisation de fonctions diverses au sein des plantes. Certains éléments, tels que le carbone et l’azote, sont des constituants majeurs de leur structure. D’autres comme le calcium, le magnésium et le potassium, servent à des fonctions physiologiques et biochimiques spécifiques, par exemple des enzymes régulatrices ou des cofacteurs d’enzymes (Gordon et Jackson, 2000).

La fertilité du sol est un paramètre primordial à prendre en compte dans la gestion d’un écosystème. Pour représenter l’équilibre dynamique de la fertilité à moyen et long terme, le cycle biogéochimique des éléments peut être utilisé (Ranger et Turpault, 1999). Il permet de comprendre le fonctionnement d’un écosystème et est divisé en 3 sous-cycles qui décrivent la circulation permanente d’éléments chimiques et d’eau entre les différents compartiments et aux limites de l’écosystème. Cette circulation, qui optimise la disponibilité naturelle des éléments nutritifs, permet la conservation du pool limité de nutriments disponibles pour la croissance des végétaux en forêt.

Le modèle utilisé divise l’écosystème en différents compartiments considérés comme homogènes dans leur comportement : l’atmosphère, la canopée, l’humus et le sol - y compris les solutions du sol (Figure 1.1). Chaque compartiment possède son pool d’éléments (Kirchen, 2017). Les cycles biogéochimiques forestiers sont, quant à eux, divisés en 3 sous-cycles en interaction, reprenant les flux et transferts d’éléments (Kirchen, 2017 ; Dincher, 2020) :

- Le sous-cycle géochimique (aux limites de l’écosystème) ;
- Le sous-cycle biochimique (interne à l’arbre) ;
- Le sous-cycle biologique (interne à l’écosystème).

C’est au sein de ce dernier que s’inscrit ce mémoire. Il comprend le prélèvement racinaire et la restitution par le recyclage des litières aériennes (feuilles, branches, etc) et souterraines (racines fines) de l’arbre, les exsudats racinaires<sup>1</sup> et la récrétion foliaire. Pour la plupart des forêts tempérées, le cycle biologique prédomine sur le cycle géochimique des éléments (Ponette et al., 2001, Ranger et al., 2002 et van der Heijden et al., 2017 ; Cités par Dincher, 2020), également sur le site de Montiers (Kirchen, 2017). La contribution du turnover<sup>2</sup> de la biomasse des racines fines est estimée à 33% de la litière annuelle en forêt (Freschet et al., 2013 ; Cités par See et al., 2019).

---

1. Un exsudat végétal est une substance qui s’écoule à l’extérieur d’une plante. Les exsudats sont des substances organiques complexes, plus ou moins fluides, qui suintent de certaines espèces de plantes, généralement des arbres, atteintes de maladies ou de blessures, ou plus généralement des racines, dans le but de cicatriser la blessure et éviter l’infection par des bactéries et des insectes (Wikipédia, 2021).

2. Flux de renouvellement annuel des racines fines ou combien de fois le stock actuel est remplacé par une nouvelle biomasse en 1 an (Lukac, 2012). C’est l’inverse du temps de résidence.

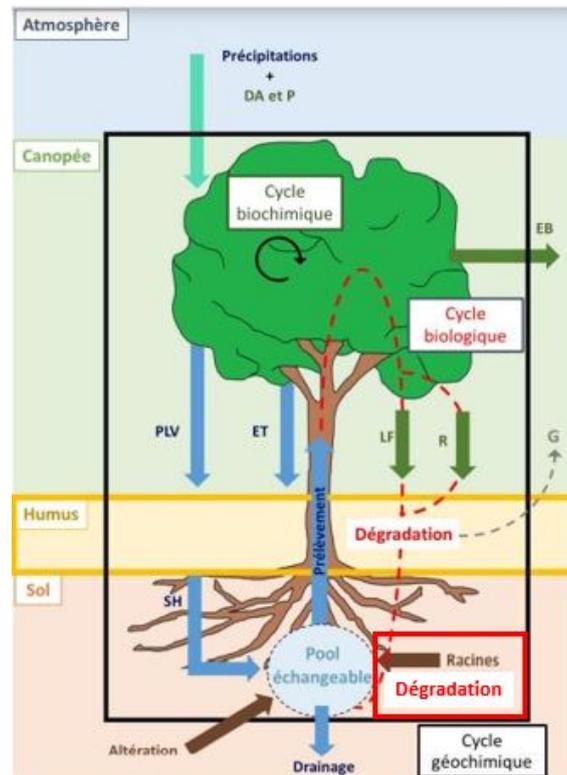


FIGURE 1.1 – Représentation schématique des cycles biogéochimiques et des flux dans un écosystème forestier. Les flux en solution sont représentés par des flèches bleues et les flux solides par des flèches vertes. DA = Dépôts Atmosphériques humides et secs  $<0.45\mu\text{m}$ ; P = Poussières ( $>0.45\mu\text{m}$ ); EB = Exportation Biomasse; PLV = Pluiolessivat; ET = Écoulement de Tronc; SH = solution humus; LF = Litière; R = rémanents; G = Gaz (Source : Dincher, 2020).

## 1.2 Décomposition des racines

Comme mentionné ci-avant, les sols forestiers étant pauvres ou appauvris, ils sont dépendants du recyclage des retours annuels de la litière aérienne et souterraine pour assurer leur fertilité. En effet, la litière contient des nutriments qui vont, lors de sa dégradation physique et chimique, être libérés dans le sol sous une forme directement assimilable par les végétaux, en même temps que de l'eau et du dioxyde de carbone (Begon et al., 2005 et Chapin et al., 2002; Cités par Dincher, 2020). Généralement, la décomposition des litières se réalise en 2 étapes : fragmentation par les détritivores (micro et macrofaune) suivie d'une minéralisation (transformation chimique des fragments en molécules inorganiques de base comme le dioxyde de carbone, l'eau, l'ammonium, etc) (Swift et al., 1979, Cadisch et Giller, 1997 et Aerts, 2006; Cités par Dincher, 2020).

La vitesse de décomposition et le relargage d'éléments à partir de la litière aérienne (feuilles, branches, bourgeons) est assez bien étudiée dans la littérature (Bradford et al., 2016; Berg et McClaugherty, 2013; Jacob et al., 2009). Au contraire, les études se focalisant sur la vitesse de décomposition des racines fines et les facteurs pouvant influencer cette décomposition sont moins nombreuses (Solly et al., 2014; Bardgett et al., 2014). Or, certaines études s'étant intéressées aux racines démontrent que les nutriments qui proviennent du recyclage des racines fines sont en quantité supérieure ou égale à ceux qui proviennent du recyclage des litières aériennes (Gordon et Jackson, 2000; Kirchen, 2017). De fait, les racines fines possèdent des concentrations en nutriments plus élevées que les racines de diamètre supérieur à 2mm (Gordon et Jackson, 2000). Malgré que la biomasse racinaire soit environ 3 fois moins élevée que la biomasse de la litière aérienne (Drénou,

2006), la dégradation des racines fines contribue donc significativement au cycle des éléments. De part sa concentration très élevée en nutriments, elle est même le plus large flux de carbone et de nutriments annuel dans les écosystèmes terrestres (Chen et al., 2019 et See et al., 2019 ; Cités par Li et al., 2021) et est un flux à analyser afin de mieux connaître les cycles biologiques. Par conséquent, les racines fines représentent une proportion notable de la productivité primaire nette (Hobbie et al., 2010 ; Cités par Zhang et Wang, 2015). Considérer le recyclage des racines fines lors de l'inventaire du cycle biologique renforce la prédominance de ce sous-cycle au sein des cycles biogéochimiques (Kirchen, 2017).

Les facteurs influençant la décomposition de la litière souterraine sont sa qualité chimique (notamment la teneur en calcium et le ratio carbone/azote), suivie des facteurs abiotiques comme le climat (Silver et Miya, 2001). L'inverse, c'est-à-dire la prédominance du facteur climatique, a été constaté pour la litière aérienne (Bradford et al., 2016). Cela peut s'expliquer par le fait que les racines et leurs décomposeurs sont, dans le sol, partiellement protégés des variations de température et de précipitations, contrairement à la litière à la surface du sol (Silver et Miya, 2001).

Le diamètre des racines a été mis en avant comme un facteur clé influençant la décomposition car il implique des propriétés physiques et chimiques qui varient avec le développement racinaire (Nambiar, 1987 et Fahey et Arthur, 1994 ; Cités par Zhang et Wang, 2015). La perte de masse est en effet plus lente pour les diamètres inférieurs à 0,5mm, en comparaison avec des diamètres compris entre 0,5 et 3mm (McClaugherty et al., 1984).

Les facteurs abiotiques sont néanmoins influents. La température et l'humidité présentent une très forte variabilité avec la profondeur. L'abondance des organismes décomposeurs décroît exponentiellement avec la profondeur (Crowther et al., 2019, Potapov et al., 2017 et Sun et al., 2020 ; Cités par Guo et al., 2021).

Malgré ces faits, la majorité des études se sont focalisées sur les couches supérieures du sol (Heim and Frey 2004, Hobbie et al. 2010, Sun et al. 2013 et van Huysen et al. 2013 ; Cités par Solly et al., 2015). Le manque de connaissances sur la décomposition racinaire à différentes profondeurs réduit notre capacité à modéliser l'évolution des stocks de matière organique et l'influence des changements climatiques sur la capacité de stockage du sol à court et à long terme (Solly et al., 2015).

La production et la mortalité racinaires ont lieu tout au long de l'année (Kurz, 1987 ; Cité par Goff et Ottorini, 2001) mais sont plus faibles en hiver (Crider, 1928, Claus et George, 2000 et Chen et al, 2011 ; Cités par Montagnoli et al., 2012). Le peu d'expériences réalisées démontre que la perte de masse de la litière souterraine est plus lente que celle des litières aériennes (Waid, 1974), jusqu'à 2,8 fois plus lente en raison de concentrations élevées en lignine et subérine (Silver et Miya, 2001, Rasse et al., 2005 et Freschet et al., 2013 ; Cités par Halbritter et al., 2020).

La dégradation suit une dynamique en 2 phases : une phase rapide suivie d'une phase lente. Cette dernière apparaît après 2 à 3 mois de décomposition (Waid, 1974) et correspond à une perte de masse des racines d'environ 10 à 20% (McClaugherty et al., 1984). D'après Harmon et al. (2009), une phase lente est commune mais pas universelle. Néanmoins négliger la phase lente, c'est-à-dire considérer une seule vitesse de dégradation rapide tout au long du processus, peut conduire à sur-estimer la dégradation des racines et donc à sous-estimer le stockage de matière organique racinaire dans le sol.

Les 2 phases de dégradation évoquées peuvent être associées à un pool labile (substances solubles) et un pool plus résistant à l'altération, dus à la mobilité différenciée des nutriments. La plupart des composés solubles dans l'eau sont directement disponibles pour les décomposeurs et les plantes, ils font partie du pool labile (Berg et McLaugherty, 2008, Cités par Chen et al., 2017). Les tissus végétaux ne contiennent pas que des molécules solubles, ils sont aussi formés de molécules organiques et de biominéraux (Krieger et al., 2017) sous forme insoluble, constituant le pool récalcitrant. Les biominéraux au sein des racines sont le produit de l'absorption sélective d'éléments dans

l'environnement proche et de leur incorporation en structures fonctionnelles sous contrôle biologique strict (Mann, 2001 ; Cité par Dincher, 2020). Les biominéraux les plus communs au sein des plantes des milieux tempérés sont les oxalates de calcium, la silice amorphe et les carbonates de calcium (Bauer et al., 2011 ; Cités par Dincher, 2020). Ils contribuent au cycle biogéochimique du silicium et du calcium. La silice amorphe est majoritairement présente sous forme d'opale ( $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) et a été retrouvée dans les tissus externes de troncs, de branches, feuilles et racines de hêtres (Krieger et al., 2017). La whewellite est un minéral composé d'oxalate de calcium monohydraté ( $\text{Ca}(\text{C}_2\text{O}_4) \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), il a été retrouvé sous forme prismatique et druse dans les tissus conducteurs de tous les compartiments du hêtre (Krieger et al., 2017). Les oxalates de calcium peuvent représenter jusqu'à 90% du contenu en calcium de la plante (Franceschi et Nakata, 2005, Webb, 1999 et Zindler-Frank, 1976 ; Cités par Krieger et al., 2017).

TABLE 1.1 – Tableau synthétique des caractéristiques des litières aériennes et des racines fines.

	Litière aérienne	Racines fines
Biomasse (Drénou, 2006)	Plus élevée	Plus faible (1/3)
Concentration éléments (Gordon et Jackson, 2000)	Plus faible	Plus élevée ou égale
Vitesse dégradation (Halbritter et al., 2020)	Plus rapide	Plus lente (jusqu'à 2,8 fois)

### 1.3 Influence de la sécheresse

Aux contraintes nutritionnelles évoquées précédemment s'ajoutent les contraintes climatiques, notamment l'augmentation de la température moyenne et l'accentuation des déficits hydriques en été (Cattiaux et al., 2018). En effet, le réchauffement climatique induit une augmentation de la fréquence des sécheresses et des vagues de chaleur (INRAE, 2020a). On estime que 2003, année de canicule et de sécheresse exceptionnelle en France, deviendra une année moyenne en 2070 (INRAE, 2020c).

Les sécheresses peuvent être plus impactantes si la réserve en eau utile du sol est plus faible et/ou la température de l'air plus importante. En effet, la réserve utile du sol fixe la quantité d'eau maximale que le sol peut retenir et qui peut être utile aux plantes, et donc la tolérance de l'écosystème face à des périodes plus sèches (Sala et al., 1988, Sampson and Allen, 1999, Granier et al., 2007, Goisser et al., 2013, Knutzen et al., 2015 ; Cités par Kirchen, 2017). Les conséquences de ces périodes sèches sont plutôt connues à l'échelle de l'arbre (dessèchement des tissus, fermeture des stomates, voire cavitation<sup>3</sup>) (Riou-Nivert, 2009). Elles sont connues pour être des causes de dépérissements massifs de peuplements forestiers (INRAE, 2020a). Une forêt gérée durablement possède une capacité d'adaptation aux changements mais la vitesse du réchauffement climatique est beaucoup plus rapide que la vitesse d'adaptation des processus biologiques (INRAE, 2020c).

Le système racinaire fait preuve d'une très grande plasticité (Drénou, 2006) pour s'adapter à des milieux et conditions variés. Les petites racines peuvent apparaître et disparaître très rapidement. En cas de sécheresse modérée, l'extension rapide des racines et leur mychorization permettent d'augmenter la zone de prospection de l'eau pour la plante (Bonnefont, 1981 ; Meier et Leuschner, 2008). Dans cette situation, la quantité de racines fines dans la couche supérieure du sol diminue, suggérant

3. Formation de bulle d'air dans le xylème et expansion de ces bulles d'air à l'intérieur de la colonne d'eau du xylème, conséquence d'un stress hydrique (Non publié - Dujardin, 2018)

que les racines fines des couches supérieures sont plus influencées par les conditions abiotiques que celles des profondeurs (Konôpka *et al.*, 2013). Dans le même temps, la mortalité des racines fines augmente. La biomasse des racines fines répondrait plus sensiblement aux sécheresses que la biomasse aérienne. La sécheresse, en affectant le système racinaire, pourrait influencer non seulement la vitalité des arbres mais aussi le cycle des nutriments et du carbone (Meier et Leuschner, 2008). La température et l'humidité du sol sont les facteurs abiotiques principaux influençant la décomposition des racines (Silver et Miya, 2001). Des températures et humidités plus faibles ralentissent le processus de décomposition, puisque l'activité microbienne en est affaiblie (Bonnefont, 1981 ; Konôpka *et al.*, 2013 ; See *et al.*, 2019). Peu d'études ont tenté de quantifier l'influence de la sécheresse sur la dégradation des racines fines et donc le relargage d'éléments majeurs pour la croissance végétale. King *et al.* (1997) ont entrepris de déterminer l'influence de la disponibilité en azote (fertilisation) et en eau (irrigation) sur le taux de décomposition racinaire en forêt de pins. Seulement 4 échantillons sur 12 ont montré une influence positivement significative. Pour tous les échantillons de diamètre inférieur à 5mm, la mobilité des macronutriments était la suivante :  $P > K > Mg > N > Ca$ .

## 1.4 Expérimentations

La plupart des études expérimentant la décomposition des racines utilisent la méthode des sachets de litière (Silver et Miya, 2001). Les racines sont classées par diamètre. Le seuil de coupure entre racines fines et grosses est généralement de 2mm puisqu'elles sont différentes dans leurs rôles (Silver et Miya, 2001), leurs traits morphologiques et leurs concentrations en nutriments (John *et al.*, 2002 et Vogt *et al.*, 1991 ; Cités par Zhang et Wang, 2015). La méthode consiste à placer une petite quantité de racines (0,2 à 2g) d'une certaine classe de diamètre dans des sachets poreux en nylon, avec des mailles variant de 0,1 à 5mm selon la taille des racines (Silver et Miya, 2001). Les sachets sont ensuite enterrés entre 5 et 20cm de profondeur, dans la zone principale de production racinaire et ressortis à différents intervalles de temps.

Des mailles d'une taille trop faible peuvent conduire à une sous-estimation de la décomposition des racines fines, certains organismes décomposeurs étant exclus. Une taille inférieure à 1mm peut exclure les vers de terre, au-delà d'une certaine croissance. Cependant, la faune du sol de taille plus importante à 1mm n'est pas prédominante en écosystèmes forestiers acides (Vogt *et al.*, 1983). De plus, les vers de terre ne décomposent pas directement la litière mais influencent l'activité des décomposeurs en modifiant le régime d'humidité du sol (Bradford *et al.*, 2002).

Les racines qui vont être mises en sachet sont prélevées à la profondeur d'étude voulue. Elles sont donc, pour la plupart, vivantes au moment du prélèvement, contrairement aux litières aériennes qui sont récupérées mortes, tombées des arbres. Cela pourrait fausser les données dans l'hypothèse d'une relocalisation des nutriments lors de la sénescence, comme cela se fait dans les feuilles. Cependant, on ne peut confirmer une hypothèse de retranslocation saisonnière à partir des racines fines ou alors elle est négligeable (King *et al.*, 1997 ; Silver et Miya, 2001 ; Nambiar, 2011). L'utilisation de racines fraîches n'est donc à priori pas un biais dans l'étude de leur décomposition.

Le nombre d'expériences sur les litières souterraines est très inférieur à celui sur les litières aériennes. D'autres études sont donc nécessaires afin de mieux comprendre et quantifier le phénomène de dégradation racinaire et son importance dans la nutrition des écosystèmes forestiers. De plus, en regard du changement climatique actuel, il semble intéressant d'aborder l'influence des précipitations sur le cycle racinaire.

# Chapitre 2 : Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de déterminer la vitesse de décomposition des racines fines et de comprendre le devenir des éléments majeurs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S, Si, N, C) après la dégradation de ces racines dans 2 sols différents sous le même climat. L'objectif secondaire est de comprendre l'influence de la sécheresse sur la décomposition des racines et le relargage des éléments, au sein d'un même sol.

Ces objectifs peuvent être décomposés en sous-objectifs :

- Comprendre et analyser la dynamique de décomposition des racines fines à 2 profondeurs (0-10 et 10-30cm) dans 2 sols différents ;
- Comprendre l'influence de la sécheresse sur la décomposition des racines fines dans un même sol et à une profondeur (0-10 cm).

Pour cela, 2 expériences sont réalisées en parallèle.

**La première**, durant 10 mois, permet d'étudier la dégradation des racines dans 2 types de sols et à 2 profondeurs différentes, évoluant sous les mêmes conditions climatiques. L'hypothèse est que la composition chimique du sol et la profondeur influence cette dégradation.

**La seconde expérience**, plus courte, permet d'évaluer l'influence de la sécheresse sur la dégradation à court-terme des racines fines proches de la surface (0-10cm de profondeur), en comparant un site témoin et un site sécheresse. Ce dernier est soumis à un épisode de sécheresse de 2,5 mois, de mi-mai à fin juillet. L'hypothèse est que l'absence de précipitations ralentit la dégradation.

# Chapitre 3 : Matériel et méthodes

## 3.1 Site d'étude

### 3.1.1 Description générale

Le site expérimental de Montiers a été implémenté en 2011, dans le cadre d'un partenariat entre l'INRAE-BEF et l'ANDRA<sup>1</sup>. Le but pour l'INRAE est de suivre sur le long terme les cycles biogéochimiques des éléments dans une hêtraie mature et d'en déterminer l'influence du type de sol, de la sylviculture et des changements climatiques. Il se situe au sein du département de la Meuse, dans le nord-est de la France, à l'est du village de Montiers-sur-Saulx (48°31'54" N, 5°16'08" E) (Figure 3.1). Le site a été choisi pour différents critères comme l'homogénéité du peuplement et de la sylviculture, la surface importante et la diversité de sols représentatifs de la région.

Le site est composé de 3 stations expérimentales situées entre 340 et 386m d'altitude, d'une tour à flux et d'un dispositif sécheresse (toit automatisé). Le climat est semi-continentale (hivers froids et étés modérément chauds et secs). Entre 2012 et 2018 la température moyenne annuelle était de 9,4°C et les précipitations moyennes de 1081 mm.



FIGURE 3.1 – Localisation du site expérimental de Montiers (Source : Dincher, 2020).

La géologie du site est constituée de la superposition de deux matériaux parentaux : un calcaire du Portlandien inférieur (-145Ma), recouvert de sédiments détritiques du Valanginien (-135Ma) (Figure 3.2).

1. Agence Nationale pour la gestion des Déchets RadioActifs.

Les 3 stations du site de Montiers sont réparties sur les 3 types de sol constituant la toposéquence. Du haut au bas de la pente : dystric cambisol DC (alocrisol), eutric cambisol EC (calci-brunisol) et rendzic leptosol RL (rendisol) (Figure 3.2).

Le DC, sol de la station 1, est considéré comme moyennement acide contrairement au RL (station 3) qui est calcique car il est peu épais et situé directement sur la roche calcaire sous-jacente. Les propriétés physico-chimiques des 3 sols sont reprises dans le tableau 3.1.

Le tableau 3.2 résume quant à lui les données concernant les racines pour les 3 sols de Montiers.

TABLE 3.1 – Informations sur les sols des 3 stations (Source : Kirchen, 2017).

	Station	Type de sol	Texture	pH eau	CEC (cmolc.kg-1)	Taux de saturation (%)	Réserve utile (mm)	Cations échang. dominants
surface profondeur	S1	DC	Limoneuse Argileuse	4,8 (45cm) >7	<6,7	30 à 64	204,5	Ca <sup>2+</sup> , Al <sup>3+</sup>
surface profondeur	S2	EC	Limono-argileuse Argileuse	>5	7,6 à 17,2	59 à 83	83,9	Ca <sup>2+</sup>
surface profondeur	S3	RL	Argileuse	5,7 (30cm) 6,8	20 à 29	>94	57,5	Ca <sup>2+</sup>

TABLE 3.2 – Profils racinaires dans les 3 sols (Source : Kirchen, 2017).

	Apparition roche-mère calcaire	Profondeur max. racines fines (observation)	Proportion système racinaire
DC	140cm	170cm	-30cm 91,3%
EC	85cm	140cm	-30cm 84,5%
RL	44cm	Enracinement dans roche-mère Observation max. 120cm	-30cm 60,5%

La forêt domaniale de Montiers-sur-Saulx, au sein de laquelle se situe le site expérimental, est classée comme forêt depuis au moins 1830. Il n’y a donc pas eu de changement majeur d’occupation du sol durant les 200 dernières années. Elle est gérée principalement en futaie de hêtres, homogène sur les 3 stations. L’âge des hêtres a été estimé en 2009 à 45 ans (S1), 54 ans (S2) et 57 ans (S3) (Genet et al., 2011 ; Cités par Dincher, 2020) avec une hauteur dominante de 27m. Le peuplement est constitué de 88% de hêtres (*Fagus sylvatica*), de 6% d’érables (*Acer pseudoplatanus*) et d’autres feuillus (alizers, frênes, chênes, etc) (Krieger et al., 2017).

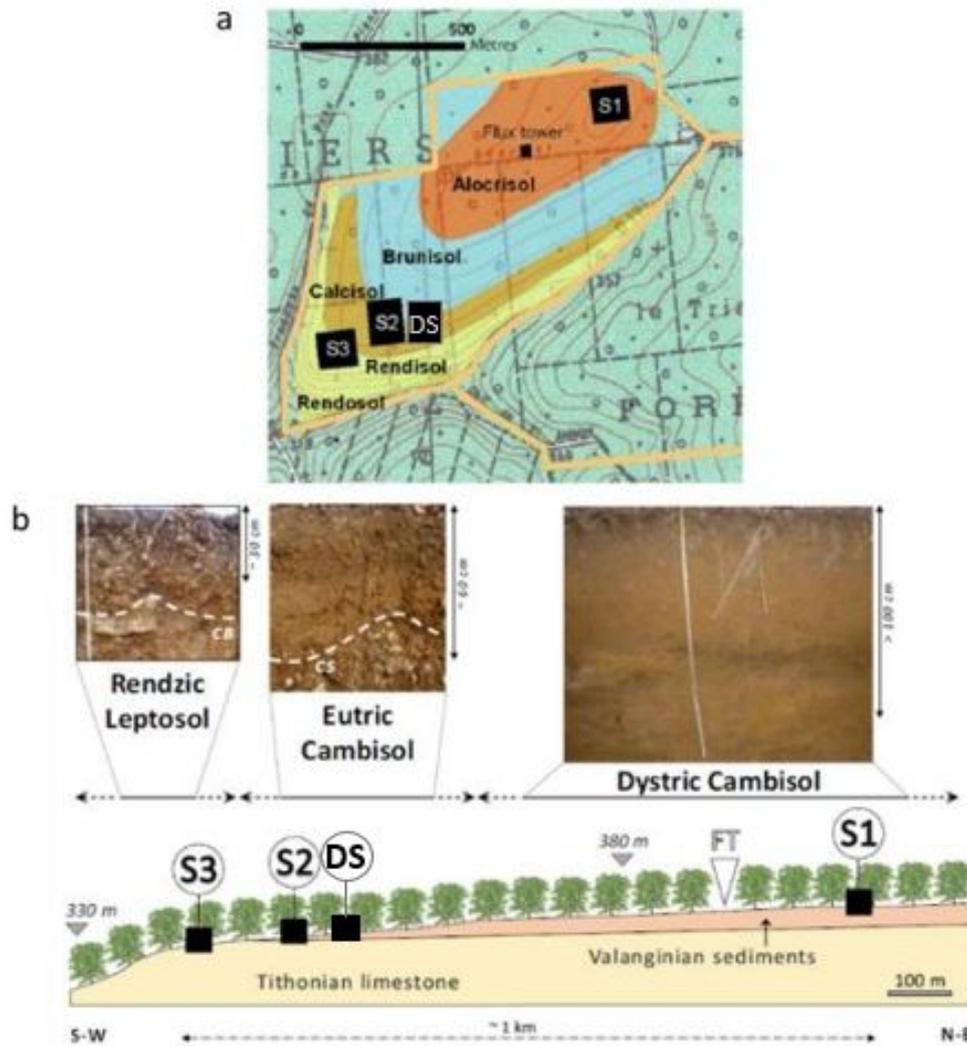


FIGURE 3.2 – Schéma de la géologie et pédologie du site expérimental de Montiers. a) Localisation des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3), du dispositif sécheresse (DS) et de la tour à flux (Flux tower, FT). b) Représentation schématique de la toposéquence du site de Montiers et photo des 3 sols. Thithonian limestone = calcaire du Portlandien inférieur; Valanginian sediments = sédiments détritiques du Valanginien (Source : Dincher, 2020).

### 3.1.2 Dispositifs de collecte

Les **3 stations expérimentales**, d'une surface de 1 hectare, sont réparties sur le site comme suit (Figure 3.2) :

- Station 1 sur le dystric cambisol;
- Station 2 sur l'eutric cambisol;
- Station 3 sur le rendzic leptosol.

Chacune d'elle est divisée en quadrats (appelés sous-stations) de 2500m<sup>2</sup> dont 3 sont instrumentalisés pour le suivi biogéochimique et 1 est gardé en réserve. En tout, 9 sous-stations sont donc instrumentalisées : S11, S12, S13, S21, S22, S23, S31, S32 et S33. Une station biogéochimique permet de mesurer tous les flux sauf l'altération et la minéralisation, qui nécessitent des mesures complémentaires. Chaque station est pourvue d'une cabane centrale. Les sous-stations sont équipées des mêmes instruments : gouttières de collecte des pluviollessivats, colliers collecteurs des écoulements

de troncs, flûteaux et plaques lysimétriques collecteurs des eaux gravitaires, bougies poreuses collectrices des eaux liées, bacs à litière collecteurs des litières aériennes, sondes TDR pour suivre l'humidité et la température du sol, dendromètres pour suivre la croissance des arbres. La figure 3.3 permet de visualiser l'agencement d'une sous-station.

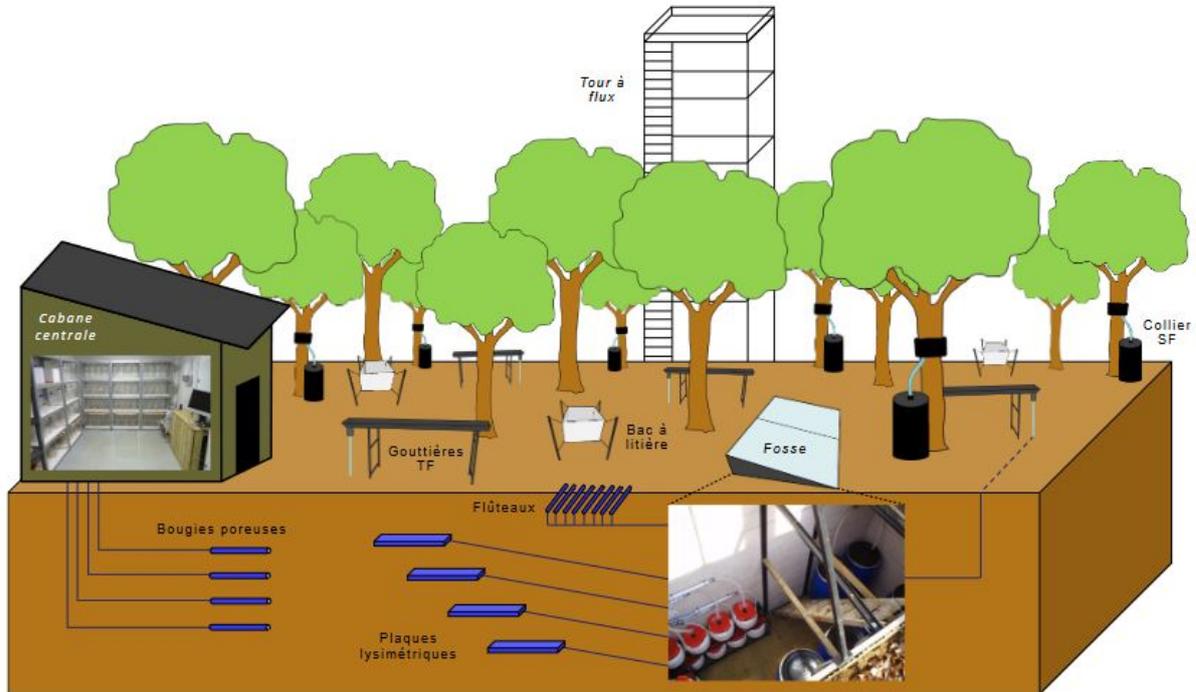


FIGURE 3.3 – Dispositif expérimental d'une sous-station schématisée. TF = pluiolessivat, SF = écoulement de tronc (Source : Kirchen, 2017).

Une **tour à flux** de 45m de hauteur est située à proximité de la station S1. Elle a été installée dans le but de mesurer, à différents niveaux de la canopée et au-dessus, des paramètres météorologiques (température, précipitations, rayonnement), les échanges gazeux et les dépôts particuliers en solution. Les données sont enregistrées toutes les 30 min. En complément de celles-ci, une demande annuelle d'information météorologique est effectuée auprès de Météo France dans le cadre de la convention de recherche entre Météo France et l'INRAE, au niveau de la station de Biencourt.

Un **dispositif de manipulation de la pluie** (Figure 3.4) a été installé en 2020, à proximité de la station S2. Il est constitué d'une parcelle sèche (sous le toit) de 400 m<sup>2</sup> et d'une parcelle "contrôle" (à côté du toit) d'une surface équivalente. Son but est de "déterminer expérimentalement et in situ l'effet de la diminution des précipitations au printemps sur le fonctionnement biogéochimique de l'écosystème forestier local, d'évaluer la résilience des arbres face à ces futures conditions et de détecter d'éventuelles adaptations biologiques des arbres et des microorganismes du sol sur une dizaine d'années" (INRAE, 2020a).

Le toit, situé sous la canopée, est amovible et se referme automatiquement par temps de pluie pour supprimer l'arrivée de l'eau au sol durant une période de 2,5 mois, de mi-mai à fin juillet. Le suivi est effectué par l'INRAE-BEF.



FIGURE 3.4 – Toit automatisé sur le site expérimental de Montiers, en position ouverte (Source : INRAE, 2020a).

## 3.2 Expérience de dégradation des racines

Deux expériences de dégradation des racines ont été mises en place au sein du site expérimental de Montiers.

**La première** a été installée le 27 septembre 2021 au sein des stations S1 et S3. L'objectif était d'observer le recyclage des racines fines dans 2 sols différents, la perte de masse et de nutriments au cours du temps.

**La seconde**, encore en cours, a été installée en partie sous le toit simulateur de sécheresse le 15 mars 2022. Son objectif est de comprendre l'influence des précipitations sur la vitesse de dégradation des racines fines.

### 3.2.1 Préparation des sachets de racines

Trois campagnes de prélèvement ont eu lieu en juillet et août 2021 pour prélever les racines de l'expérience principale (T0, tableau 3.3) dans les stations 1 et 3 ; une seule campagne a eu lieu en mars 2022 pour l'expérience sécheresse, à proximité du toit.

Pour l'expérience principale il y a eu 2 prélèvements distincts : le premier dans la tranche 0-10cm, le second dans la tranche 10-30cm.

Les racines de l'expérience sécheresse ont été prélevées uniquement dans la tranche 0-10cm (Figures 3.5 et 3.6).



FIGURE 3.5 – Prélèvement des racines en surface.



FIGURE 3.6 – Racines mycorhizées.

Les racines ont ensuite été lavées minutieusement afin d'être le moins possibles contaminées par la présence de terre. Après un trempage d'une vingtaine de minutes dans de l'eau déminéralisée, elles ont été lavées à grande eau dans 3 récipients, du plus sale au plus propre. Finalement, elles ont été passées sur un tamis de 200  $\mu\text{m}$  où elles ont été rincées à l'aide d'un jet d'eau déminéralisée sous pression (Figure 3.7 a).

Les racines ont été séchées 24 heures à 60°C. Une quantité de 1,7g a été pesée et placée dans un sachet carré de mailles de 1mm (Silver et Miya, 2001) et de 10cm de côté, cousu au fil de nylon et numéroté (Figure 3.7 b).



(a) Lavage

(b) Mise en sachet

FIGURE 3.7 – Lavage et mise en sachet des racines fines.

### 3.2.2 Mise en place

Les sachets préparés pour l'expérience principale ont été enterrés par l'équipe encadrante le 27 septembre 2021 dans les sous-stations S14 et S31.

Deux profondeurs ont été investiguées : la tranche 0-10cm, au sein de laquelle les sachets ont été placés à 5cm ; la tranche 10-30cm, au sein de laquelle les sachets ont été placés à 15cm (Figure 3.8). 22 sachets ont été placés à chaque profondeur dans chaque sous-station, ce qui fait 88 sachets au total.

Les sachets pour l'expérience sécheresse ont été enterrés en début de TFE, le 15 mars 2022 à une profondeur de 5cm. 9 sachets ont été placés sous le toit simulateur de sécheresse (parcelle sèche) et 9 à proximité de celui-ci (parcelle contrôle), au sein de la même parcelle grillagée (Figure 3.9).

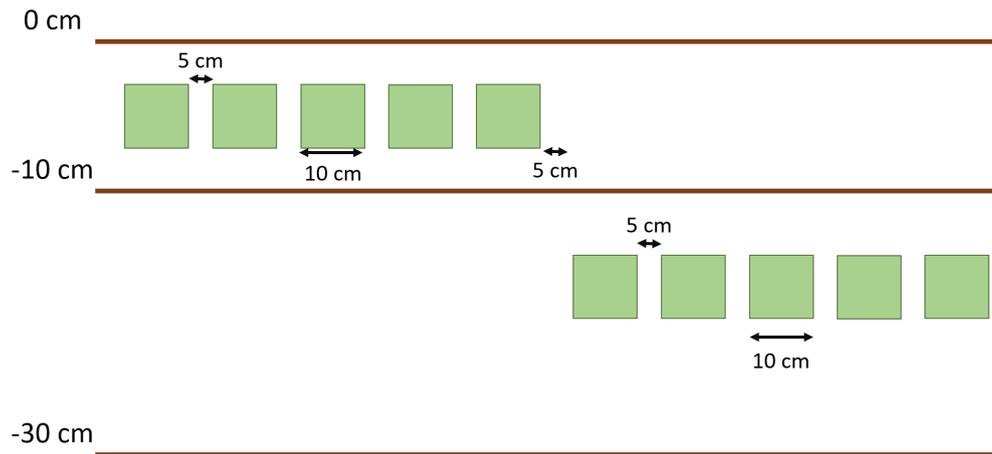


FIGURE 3.8 – Vue en coupe de la disposition des sachets de racines dans le sol, aux 2 profondeurs.



FIGURE 3.9 – Mise en place des sachets de litière souterraine, à la profondeur 0-10cm.

### 3.2.3 Récolte

L'expérience principale s'est étalée sur 10 mois. Les racines, qui ont été mises en place en septembre, ont été récoltées en décembre, février, mai et juillet. 5 réplicats ont été collectés par sous-station, date et profondeur. En décembre et en mai, un 6ème réplicat était présent afin d'avoir suffisamment de racines pour une éventuelle observation au microscope électronique à balayage (MEB) (Tableau 3.3, figure 3.10). Finalement, ce 6ème réplicat a subi les mêmes traitements que les autres échantillons.

L'expérience sécheresse, quant à elle, se déroule de mars à octobre 2022. 3 réplicats ont été collectés en mai et en juillet pour chaque modalité - sécheresse et non sécheresse. Les 3 derniers seront à collecter en octobre (Tableau 3.3, figure 3.10).

TABLE 3.3 – Tableau récapitulatif des nombres et dates de prélèvement des sachets de racines de l'expérience principale et de l'expérience sécheresse.

Nombre de sachets par date et localisation			T0	T1	T2	T3	T4
	<b>date</b>		Juillet-août 2021	8 déc. 2021	1 mars 2022	23 mai 2022	19 juil. 2022
<b>Expérience principale</b>	<b>S1</b>	0-10 cm	/	6	5	5	6
		10-30 cm	/	6	5	5	6
	<b>S3</b>	0-10 cm	/	6	5	5	6
		10-30 cm	/	6	5	5	6
<b>Expérience sécheresse</b>	<b>date</b>	1 mars 2022	23 mai 2022	19 juil. 2022	Octobre 2022	/	
	<b>Sec</b>	0-10 cm	/	3	3	3	/
	<b>Hors sec</b>	0-10 cm	/	3	3	3	/

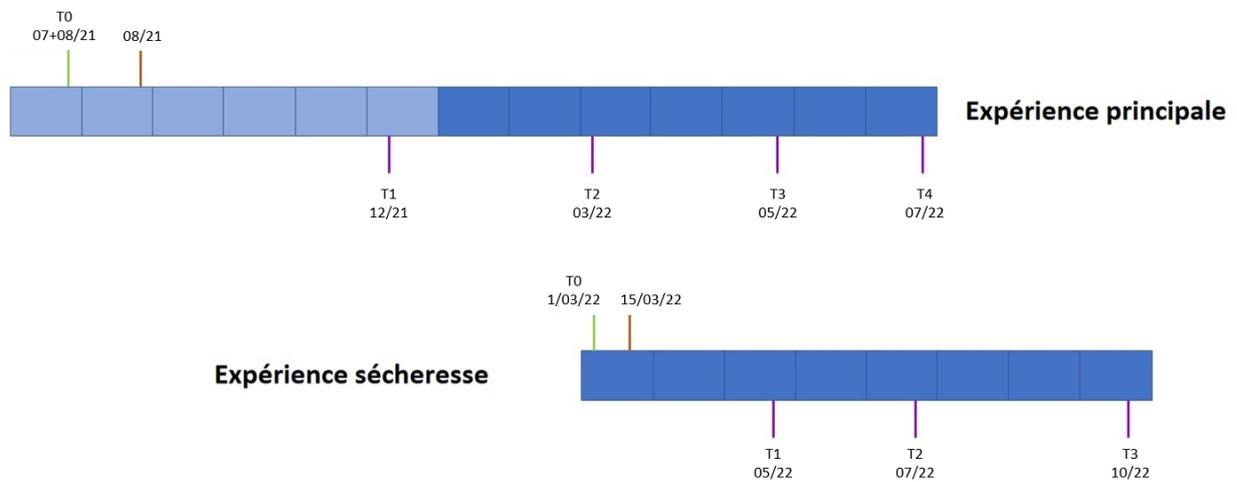


FIGURE 3.10 – Ligne du temps des 2 expériences. Vert : prélèvement des racines, orange : mise en place des sachets, mauve : récolte des sachets.

### 3.2.4 Traitement des échantillons

Premièrement, le sachet a été ouvert et renversé sur une surface propre. La terre a été éliminée au maximum en cassant les agrégats. Toutes les racines présentes ont été prélevées à la pince et placées dans un sachet kraft numéroté et pré-pesé. Après passage 48h à l'étuve à 60°C, le sachet kraft a été pesé afin de connaître la masse de racines récoltées puisque, lors de la décomposition, la litière souterraine perd en masse (See *et al.*, 2019). De plus, dans le but de connaître la masse de sol contaminant ces racines non-lavées, une aliquote de chaque réplicat, constituée de racines des 5 (ou 6) sachets du réplicat, a été conservée pour la combustion (voir paragraphe 3.2.5).

Ensuite, les racines ont été lavées selon une méthode similaire au paragraphe 3.2.1. Chaque sachet a été mis à tremper indépendamment puis rincé au jet d'eau déminéralisée, sur un tamis de 500µm. Le but ici étant d'éliminer l'entièreté de la terre tout en conservant suffisamment de racines pour les analyses chimiques (Vogt et Persson, 1991). Toutes ces étapes sont reprises sur la figure 3.11.

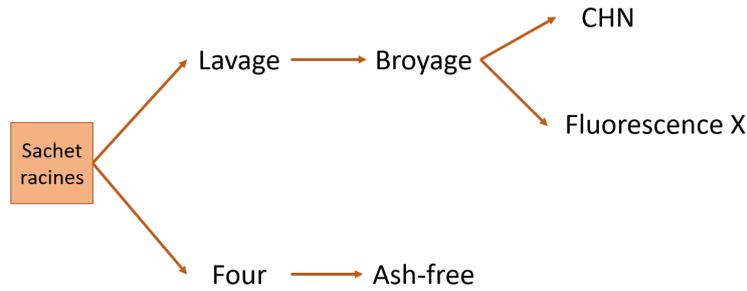


FIGURE 3.11 – Récapitulatif du traitement d'un échantillon de racines.

### 3.2.5 Analyses

#### Ash-free

L'aliquote de racines conservée a été placée dans un four à 450°C durant 8h (King *et al.*, 1997). Les cendres restantes après combustion correspondent aux résidus inorganiques (Vogt et Persson, 1991). Le poids sec des racines est exprimé "on a ash-free basis", donc sans le poids du sol contaminant, en déduisant au poids initial un facteur de contamination calculé à partir de l'équation proposée par Djebaili *et al.* (2020) :

$$Contamination(\%) = \left[1 - \frac{\text{poids sec} - \text{poids cendres}}{\text{poids sec}}\right].100 \quad (3.1)$$

avec *poids sec* la masse de l'échantillon séché à 60°C avant le passage au four et *poids cendres* la masse de cendres après passage au four.

Le pourcentage de contamination calculé pour chaque modalité est déduit de chaque échantillon (*Mt*) selon la formule suivante :

$$Mt_{ash-free} = Mt - (Mt \cdot Contamination) \quad (3.2)$$

#### Dégradation des litières

Le poids, diminué de la contamination, a été introduit dans un modèle mathématique. Le plus utilisé pour la dégradation des litières est celui d'Olson (1963) qui décrit une simple exponentielle négative d'équation :

$$Mt = M0.e^{-kt} \quad (3.3)$$

avec *Mt* la masse de litière restante au temps *t*, *M0* la masse de litière initiale (au temps zéro), *t* le temps en années et *k* le taux de décomposition annuel, inconnue de l'équation.

Le facteur *k* a été estimé sur toute la durée de l'expérience, en réalisant une moyenne des *k* obtenus à chaque temps. Il fournit le taux de décomposition mais permet également d'approcher le temps de résidence (TR 99%) d'un élément, défini comme le temps requis pour éliminer 99% de la masse (Olson, 1963). Le demi-temps de résidence (TR 50%) est le temps requis pour éliminer 50% de la masse. Ces temps de résidence sont obtenus en extrayant le temps *t* du modèle d'Olson (équation 3.3), une fois le facteur *k* déterminé. Les équations sont les suivantes :

$$TR\ 99\% = -\frac{\ln(\frac{1}{100})}{k} \quad (3.4)$$

$$TR\ 50\% = -\frac{\ln(\frac{50}{100})}{k} \quad (3.5)$$

### Analyses chimiques

Les racines nettoyées ont été broyées et séparées en 2 sous-échantillons : une partie pour doser l'azote et le carbone par un analyseur **CHN** (EA/NA 1110, THERMO QUEST), une autre pour l'analyse par **fluorescence X** des autres éléments majeurs tels que Si, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, K, P et S (X fluorescence sequential spectrometer S8 TIGER 1kW, BRUKER). Pour cette dernière, 0,3g de poudre a été compacté en pastilles. Les analyses chimiques n'ont pas été réalisées pour les échantillons du mois de juillet.

### 3.2.6 Analyses statistiques

Les données ont été traitées grâce au logiciel Excel de la suite Microsoft et ensuite analysées grâce au logiciel RStudio. Les racines ont été pesées et leur poids corrigé selon l'équation 3.2. Le taux de décomposition  $k$  a été déterminé pour chaque échantillon en introduisant dans l'équation 3.3 la masse au temps  $t$  et la masse initiale du sachet. Pour la libération d'éléments, le taux de décomposition a été obtenu pour chaque échantillon en introduisant dans l'équation 3.3 la masse de l'élément présente dans l'échantillon et la masse présente dans l'échantillon analysé à  $T_0$ , considéré comme référence.

Au vu du faible nombre d'échantillons par série, des tests statistiques non-paramétriques ont été choisis. Le test de Kruskal-Wallis a permis de déterminer s'il y avait ou non une différence significative au sein de chaque série et entre les séries. Une série correspondant aux 5 ou 6 échantillons de chaque zone à chaque temps pour l'expérience principale, aux 3 échantillons de chaque zone pour l'expérience sécheresse. Le test de Conover a permis de déterminer où se situait cette différence significative lorsque le test de Kruskal-Wallis était positif ( $p$ -valeur  $< 0,05$ ).

Une analyse en composantes principales a été réalisée sur les données éléments de l'expérience principale afin d'identifier des corrélations entre éléments.

# Chapitre 4 : Résultats

## 4.1 Expérience principale

### 4.1.1 Perte de masse

La figure 4.1 compare l'évolution du pourcentage de masse de racines restant pour les 4 zones étudiées. La figure 4.1.a a été établie grâce aux masses des racines récoltées. La masse est exprimée en pourcentage de masse restant par rapport à la masse initiale du sachet de racines. La figure 4.1.b est le résultat du modèle de perte de masse des litières (équation 3.3). Les valeurs du facteur  $k$  ont été obtenues à partir de la modélisation réalisée sur les mesures.

Les pertes de masse des 4 sols sont similaires au début et à la fin de l'expérimentation. Des différences significatives ( $p$ -valeur  $< 0,05$  au test de Kruskal-Wallis) apparaissent entre 0,2 et 0,6 ans, au niveau des mois de mars et mai. A ce moment, une différence se manifeste entre les sols de la station 1 (DC) et ceux de la station 3 (RL), identifiée par le test de Conover. Dans l'ensemble, les mesures suivent l'allure des modèles associés.

Les 4 sols suivent la même tendance décroissante. Le calcul des  $p$ -valeurs a permis d'identifier qu'au sein de chaque zone, la perte de masse à T1 n'est pas significativement différente de celle à T2. Il en est de même pour T3 et T4. Une différence est observée entre T0 et les autres temps et entre les groupes T1-T2 et T3-T4.

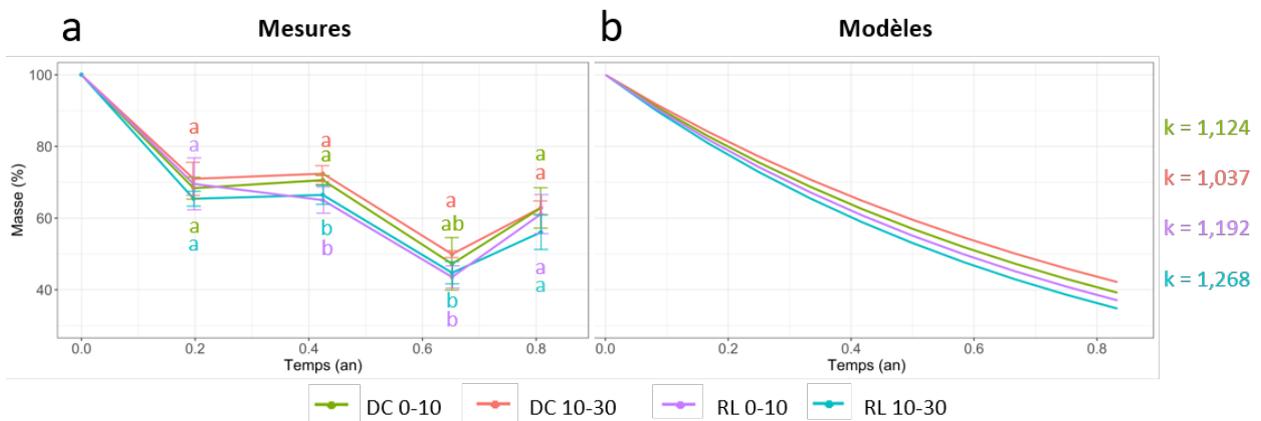


FIGURE 4.1 – Évolution de la masse de racines en pourcentage de masse initiale en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil  $P$  de 0,05.

### 4.1.2 Concentrations en éléments

#### Dans les sols

Les éléments échangeables quantifiés par Kirchen (2017) pour la forêt de Montiers-sur-Saulx sont repris dans le tableau 4.1. Tous les éléments analysés dans cette étude n'ont pas été évalués par Kirchen.

Afin de comparer facilement les différentes zones étudiées, les proportions de chaque valeur se trouvent entre parenthèses : chaque masse a été divisée par la masse en DC 0-10cm du même élément (ex : proportion  $Al\ RL\ 0-10 = (Al\ RL\ 0-10)/(Al\ DC\ 0-10) = 127/709 = 0,2$ ).

L'aluminium et le fer sont présents en quantités nettement supérieures dans le sol DC. Le manganèse en DC est en moyenne 2 fois supérieur à celui en RL.

Le calcium est présent dans des quantités importantes et au minimum 6 fois supérieur en RL. Le magnésium et le potassium sont respectivement 2,9 et 1,6 fois plus concentrés dans la couche de surface de RL.

TABLE 4.1 – Quantités d'éléments échangeables présents dans la terre fine du site de Montiers-sur-Saulx pour les 2 sols d'étude aux 2 profondeurs, en kg par hectare (Source : Kirchen, 2017). Les valeurs entre parenthèses représentent les proportions de chaque quantité par rapport à la quantité en DC 0-10 du même élément.

	Al (kg/ha)	Fe (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)	K (kg/ha)	Mn (kg/ha)
<b>DC 0-10cm</b>	709 (1,0)	9 (1,0)	785 (1,0)	57 (1,0)	103 (1,0)	136 (1,0)
<b>DC 10-30cm</b>	1004 (1,4)	14 (1,6)	260 (0,3)	27 (0,5)	49 (0,5)	95 (0,7)
<b>RL 0-10cm</b>	127 (0,2)	2 (0,2)	4770 (6,1)	167 (2,9)	162 (1,6)	89 (0,7)
<b>RL 10-30cm</b>	57 (0,1)	3 (0,3)	4787 (6,1)	66 (1,2)	94 (0,9)	37 (0,3)

#### Dans les racines

Les concentrations en éléments dans les racines avant dégradation ont été quantifiées et leurs valeurs sont reprises dans le tableau 4.2. Le carbone représente un peu moins de 50% de la masse totale des racines. Le silicium représente 2 à 5%. Les autres éléments correspondent individuellement à moins d'1%.

Des différences sont présentes entre les différents sols. Le silicium est un peu plus concentré dans les racines de RL. L'aluminium, le magnésium et le calcium sont entre 1,2 et 2 fois plus concentrés dans les racines de RL également.

Hormis pour le calcium et le carbone, les racines présentes en surface (0-10cm) sont plus concentrées en éléments que celles évoluant plus en profondeur.

TABLE 4.2 – Concentrations initiales (à T0), en g par kg, en éléments dans les racines de chaque zone d'étude. Les valeurs entre parenthèses représentent les proportions de chaque valeur par rapport à la valeur en DC 0-10 du même élément.

	Si (g/kg)	Al (g/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Mg (g/kg)	Ca (g/kg)
DC 0-10cm	31,42 (1,0)	6,72 (1,0)	7,18 (1,0)	0,39 (1,0)	0,96 (1,0)	5,98 (1,0)
DC 10-30cm	18,85 (0,6)	5,03 (0,7)	4,50 (0,6)	0,31 (0,8)	0,90 (0,9)	5,00 (0,8)
RL 0-10cm	46,73 (1,5)	11,85 (1,8)	7,46 (1,0)	0,31 (0,8)	1,45 (1,5)	10,60 (1,8)
RL 10-30cm	25,93 (0,8)	7,92 (1,2)	5,04 (0,7)	0,15 (0,4)	1,23 (1,3)	12,50 (2,1)
	K (g/kg)	P (g/kg)	S (g/kg)	N (g/kg)	C (g/kg)	
DC 0-10cm	5,12 (1,0)	1,29 (1,0)	1,13 (1,0)	8,80 (1,0)	468,30 (1,0)	
DC 10-30cm	3,99 (0,8)	1,03 (0,8)	0,80 (0,7)	6,30 (0,7)	491,03 (1,0)	
RL 0-10cm	4,54 (0,9)	1,08 (0,8)	1,10 (1,0)	7,73 (0,9)	451,63 (1,0)	
RL 10-30cm	3,63 (0,7)	1,05 (0,8)	0,87 (0,8)	5,47 (0,6)	471,53 (1,0)	

### 4.1.3 Libération d'éléments

#### Lien entre les éléments

L'analyse en composante principale (ACP, figure 4.2) permet de détecter des groupes d'éléments qui présentent un comportement similaire. Les éléments Fe, Al, Si sont fortement corrélés entre eux, ils sont principalement expliqués par la dimension 1. Ils sont moyennement corrélés positivement avec le soufre. Le potassium est corrélé positivement au phosphore. Le manganèse et le calcium présentent des comportements totalement opposés. Le carbone n'appartient à aucun groupe spécifique.

Les résultats suivants ont été classés grâce aux observations de l'ACP, selon l'échelle de pourcentage de masse que couvrent les éléments durant l'incubation et selon les grandes tendances observées (Figures 4.3, 4.4, 4.5 et 4.6). Quatre groupes ont ainsi été formés pour mieux analyser les résultats :

- Potassium, phosphore et soufre : masses stables ou décroissantes ;
- Silicium, aluminium et fer : masses stables après T1 ;
- Magnésium et azote : masses stables de T0 à T3 ;
- Calcium, manganèse et carbone : masses croissantes.

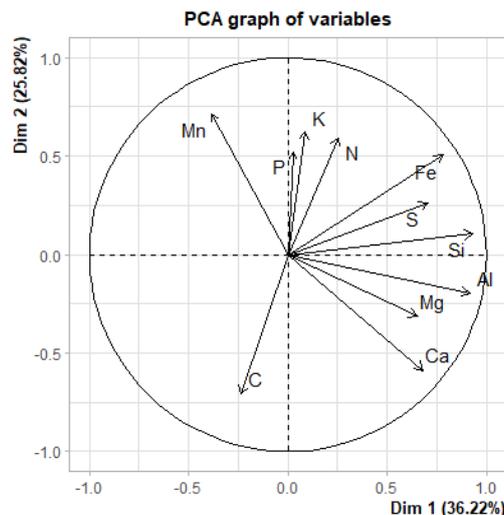


FIGURE 4.2 – Graphe des variables de l'analyse en composantes principales.

### Cas de K, P et S

La figure 4.3 compare l'évolution de la libération des éléments potassium, phosphore et soufre pour les 4 zones étudiées. Les graphiques "mesures" de la figure 4.3 ont été établis grâce aux masses d'éléments quantifiées par fluorescence X ou au CHN. La masse est exprimée en pourcentage de masse restante par rapport à la masse mesurée à T0. Les graphiques "modèles", quant à eux, ont été établis de la même manière que celui de la figure 4.1.

Le **potassium** mesuré présente une diminution de masse cohérente avec les modèles associés, avec une stabilisation qui apparaît vers la fin de l'analyse. Les pertes de masse des 4 sols sont similaires tout au long de l'expérimentation. Aucune différence significative n'a été détectée au test de Kruskal-Wallis.

Le **phosphore** semble ne pas perdre de masse au cours du temps. L'analyse des p-valeurs par zone indique des masses quasi-constantes, notamment le T2 (mars) n'étant pas significativement différent du T3 (mai). Des différences entre les zones d'incubation sont présentes tout au long de l'expérimentation, entre les sols RL et les sols DC. Les mesures correspondent aux modèles uniquement pour le T1 (décembre). Ensuite elles s'en éloignent puisque le modèle montre une diminution et les mesures montrent une stabilisation de la masse.

Les mesures du **soufre** sont similaires à celles du phosphore. Après une diminution de la masse entre le T0 et le T1, celle-ci se stabilise entre 75 et 100% de masse restante. L'analyse des p-valeurs par zone indique des masses quasi-constantes, c'est-à-dire une égalité entre les temps 1, 2 et 3 pour toutes les zones. Des différences entre les zones apparaissent aux T1 et T2, majoritairement entre les sols RL et les sols DC. Les courbes DC 0-10 et RL 0-10 se superposent dans les modèles et également dans les mesures sauf au niveau de T2. Les mesures correspondent aux modèles uniquement pour le T1 (décembre). Ensuite elles s'en éloignent puisque le modèle montre une diminution et les mesures montrent une stabilisation de la masse.

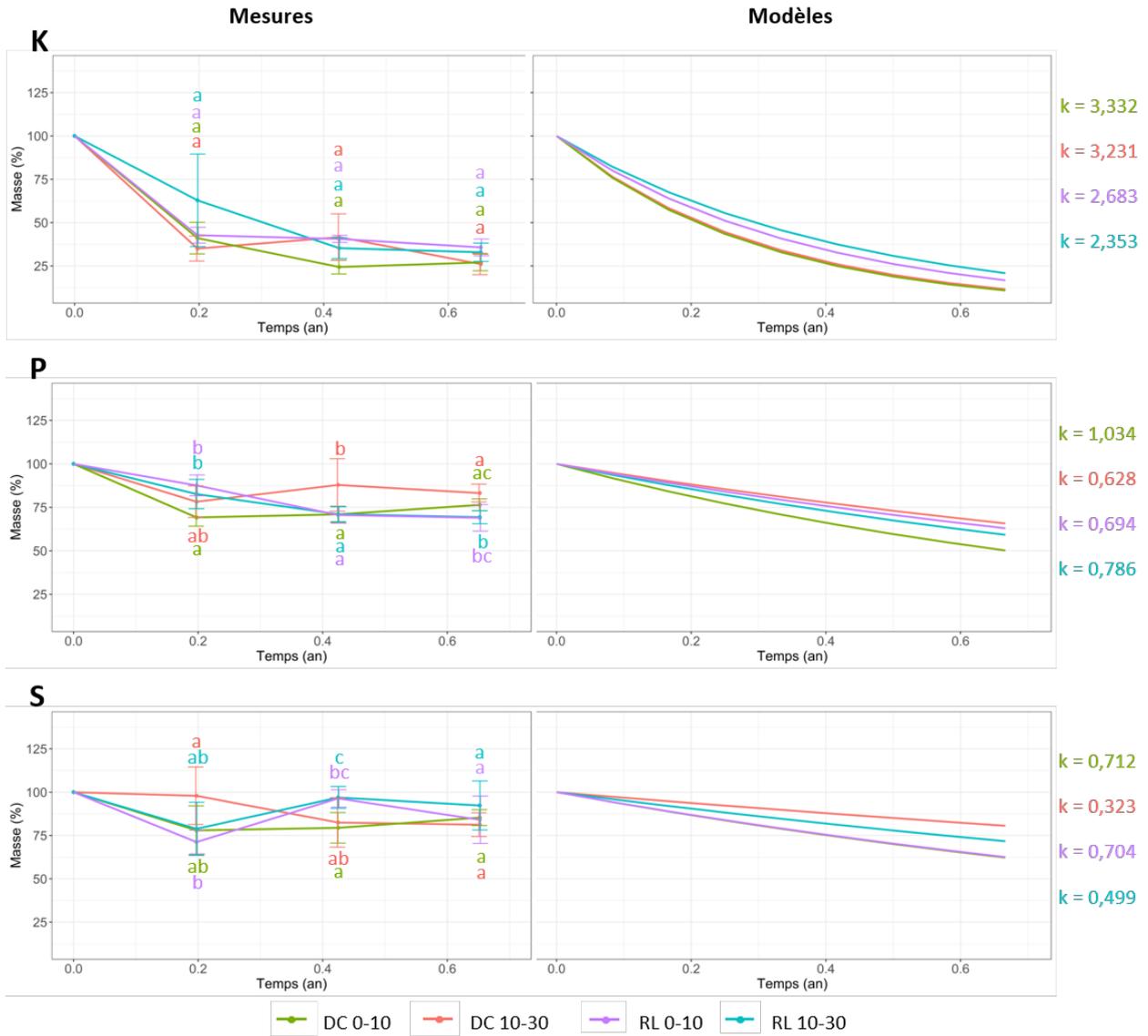


FIGURE 4.3 – Évolution de la libération de K, P et S en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05.

### Cas de Si, Al et Fe

La figure 4.4 compare l'évolution de la libération des éléments silicium, aluminium et fer pour les 4 zones étudiées.

Le **silicium** mesuré présente une diminution des masses pour les sols RL à T1 suivie d'une stabilisation. En effet, l'analyse des p-valeurs par zone indique que le T2 (mars) n'est pas significativement différent du T3 (mai) pour les 4 zones étudiées. Des différences entre les zones sont présentes tout au long de l'expérimentation. A partir de T2 (6 mois d'incubation), les courbes DC 0-10 et RL 0-10 ainsi que les courbes DC 10-30 et RL 10-30 sont similaires 2 à 2. La courbe de mesures DC 10-30 est la seule qui semble suivre le modèle associé.

L'**aluminium** mesuré montre une tendance semblable à celle du silicium. Une forte distinction est visible entre les 2 types de sol en T1 et est suivie d'une séparation par profondeur, avec le rapprochement des courbes DC 0-10 et RL 0-10 et celui des courbes DC 10-30 et RL 10-30. L'analyse des p-valeurs par zone indique également des T2 et T3 similaires pour les 4 zones étudiées, ce qui traduit une stabilisation de la masse. Les modèles, quant à eux, montrent une distinction nette entre les 2 types de sol avec une exponentielle décroissante pour le RL. Aucune courbe mesurée ne semble suivre son modèle.

Le **fer** mesuré présente une similarité entre les 4 zones d'étude. Seul le sol RL 0-10cm montre une différence au niveau du T1. L'analyse des p-valeurs par zone traduit une masse constante tout au long de l'expérimentation, pour les 2 sols en profondeur (DC 10-30 et RL 10-30). Tant les mesures que les modèles montrent une superposition des courbes de ces 2 sols profonds. Mis à part le RL 0-10, les mesures sont analogues aux modèles jusqu'au T1, ensuite elles se stabilisent alors que les modèles sont toujours décroissants.

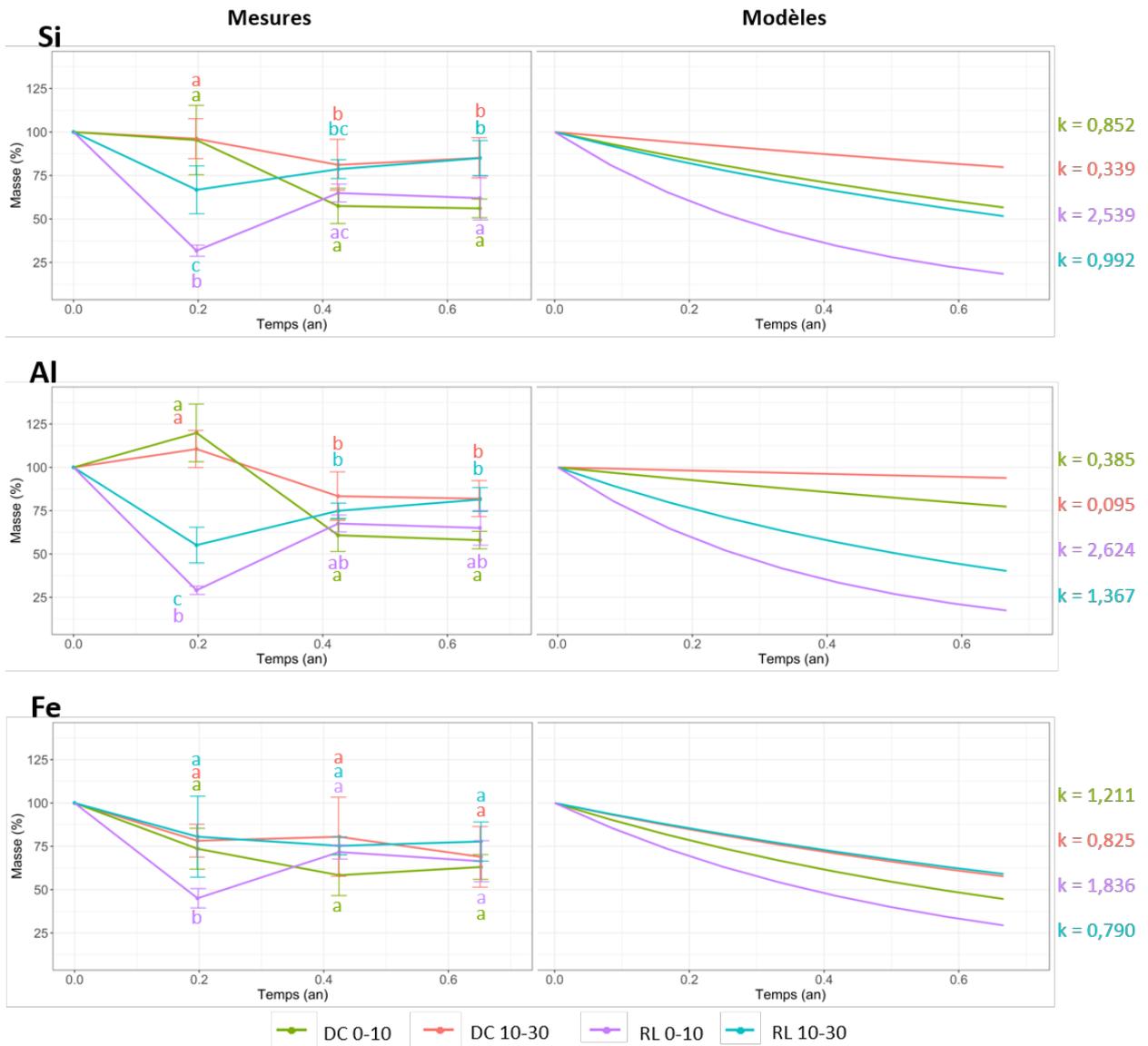


FIGURE 4.4 – Évolution de la libération de Si, Al, Fe en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05.

Cas de Mg et N

La figure 4.5 compare l'évolution de la libération des éléments magnésium et azote pour les 4 zones étudiées.

Le **magnésium** mesuré présente une distinction nette entre les 2 types de sol, que ce soit au niveau des mesures ou des modèles. Les sols DC montrent une tendance à l'accroissement de la masse, contrairement aux sols RL. L'analyse des p-valeurs par zone indique que les masses des sols DC sont constantes tout au long de l'expérimentation (aucune différence significative). Elle détecte une masse constante de T1 à T3 pour les sols RL. Les masses mesurées étant stables, elles ne suivent pas les courbes croissantes ou décroissantes des modèles.

L'**azote** mesuré montre graphiquement une légère tendance à l'accroissement. L'analyse des p-valeurs par zone indique qu'il n'y a pas de différence significative entre les différents temps pour chaque zone, les masses sont donc stables. Au niveau des différences entre les zones, les p-valeurs montrent que les couches de surface (DC 0-10 et RL 0-10) ne présentent pas de différence significative. Cela est également vrai pour les modèles où les courbes de ces 2 zones se superposent. Les mesures semblent similaires aux modèles associés.

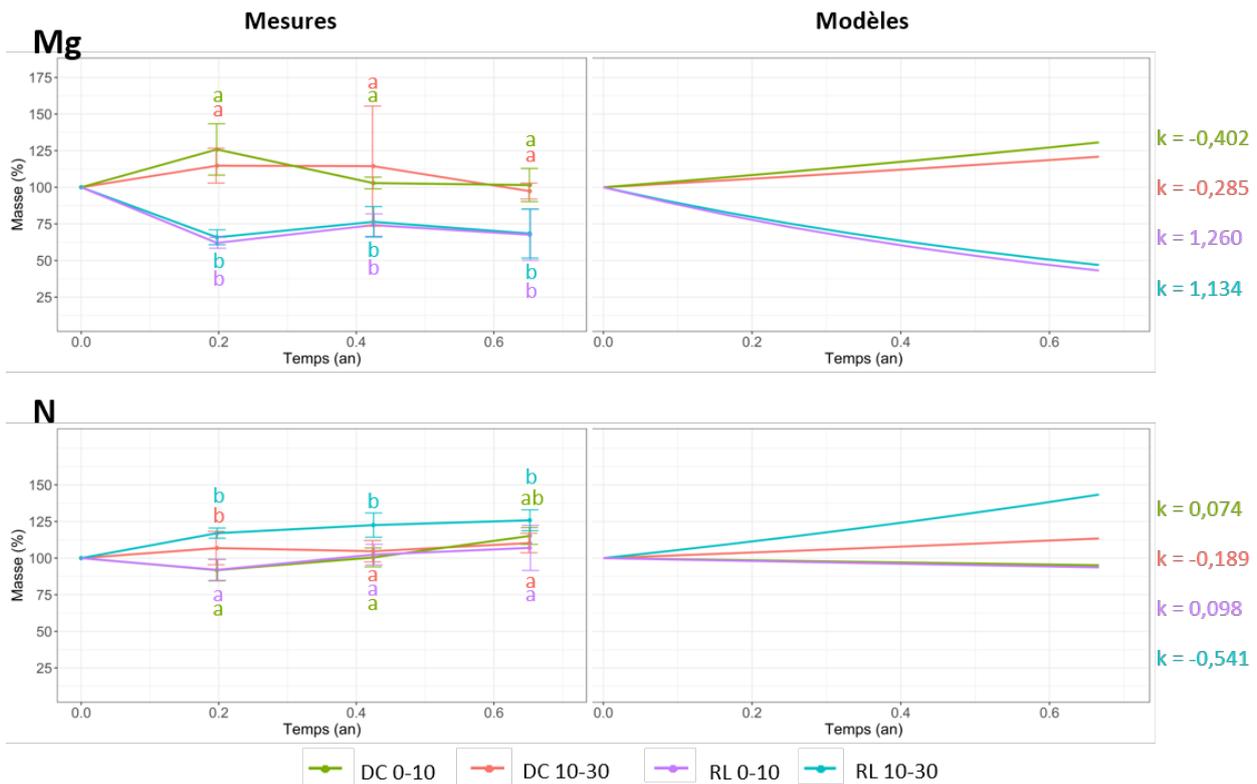


FIGURE 4.5 – Évolution de la libération de Mg et N en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05.

### Cas de Ca, Mn et C

La figure 4.6 compare l'évolution de la libération des éléments calcium, manganèse et carbone pour les 4 zones étudiées.

Les graphiques du **calcium** sont présentés pour des ordonnées allant de 15 à 300%, du fait d'une grande hétérogénéité des valeurs. Les sols DC présentent une très forte augmentation des masses au niveau du T1, à l'opposé des sols RL qui présentent une forte diminution. Par la suite, les valeurs des 4 zones se rapprochent, tout en présentant toujours des différences significatives au test de Kruskal-Wallis. Les mesures ne suivent pas les modèles associés.

Les graphiques du **manganèse** sont présentés pour des ordonnées allant de 15 à 250%, du fait d'une grande hétérogénéité des valeurs. L'analyse des p-valeurs par zone indique des masses qui se stabilisent après 6 mois, le T2 (mars) n'étant pas significativement différent du T3 (mai) pour chaque zone. Des différences entre les zones sont présentes tout au long de l'expérimentation. Les sols DC sont similaires à T1 et T2 mais différents à T3. Seule la courbe de mesure du sol RL 0-10 semble correspondre au modèle associé.

Les graphiques du **carbone** sont présentés pour des ordonnées allant de 100 à 120%, les valeurs oscillant entre ces seuils. L'analyse des p-valeurs par zone indique que les masses des 4 sols sont constantes de T1 à T3 (aucune différence significative). Les masses mesurées étant stables, elles ne suivent pas les courbes croissantes des modèles. Au niveau des différences entre les zones, l'analyse des p-valeurs par temps indique une similarité entre les couches plus profondes (DC 10-30 et RL 10-30), comme le modèle le montre, ainsi qu'entre les couches de surface (DC 0-10 et RL 0-10) tout au long de l'expérimentation.

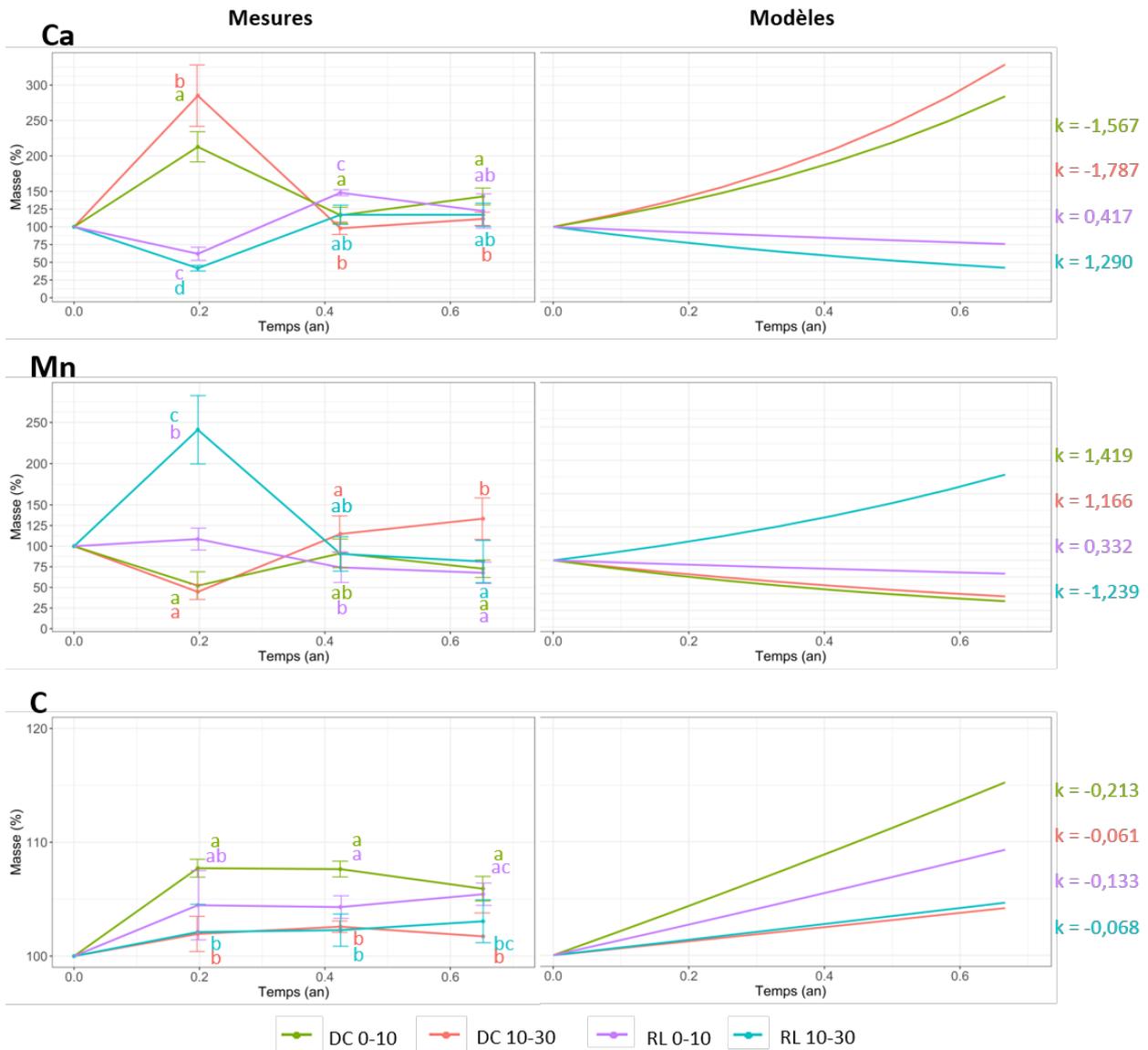


FIGURE 4.6 – Évolution de la libération de Ca, Mn, C en pourcentage de masse initiale de l'élément, en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), 0-10 : couche 0-10cm, 10-30 : couche 10-30cm. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil P de 0,05. L'échelle de l'axe des ordonnées est différente pour chaque élément.

### Temps de résidence

Les temps de résidence pour éliminer 50% (temps de demi-vie, TR 50%) et 99% (TR 99%) de la masse ont été calculés pour les masses totales et pour chaque élément à partir du modèle de perte de masse des litières (équations 3.5 et 3.4). Lorsque le facteur de dégradation k était inférieur à zéro, les TR n'ont pas été calculés car cela entraînerait des temps négatifs.

Les temps de résidence pour la biomasse totale sont situés entre 0,55 et 0,67 an pour éliminer 50% de la masse et entre 3,63 et 4,44 pour en éliminer 99%. Les TR 50% des éléments sont situés entre 0,21 (K) et 9,35 an (N). Les TR 99% sont situés entre 1,38 (K) et 62,14 an (N).

L'Al et le N ont des TR 99% importants, généralement supérieurs à 10 ans. Le potassium a un TR similaire pour toutes les zones, aux alentours d'un à deux ans. Le Si, l'Al et le S ont des TR plus importants pour la zone DC 10-30 par rapport aux 3 autres zones. Le manganèse a un TR plus de 3 fois supérieur pour la zone RL 0-10.

Les mobilités des éléments, moyennant les 4 zones d'étude, sont :  $K > Mg > Fe > P > Si > Mn > Ca > S > Al > N$ . Ce sont les mêmes pour TR 50% et pour TR 99%.

TABLE 4.3 – Temps de résidence en année pour éliminer 50 et 99% de la masse initiale pour la biomasse totale et pour chaque élément étudié, pour l'expérience principale. DC : dystric cambisol (station S1), RL : rendzic leptosol (station S3), N/A : non applicable (facteur  $k < 0$ ).

		DC 0-10cm	DC 10-30cm	RL 0-10cm	RL 10-30cm
<b>Masses</b>	TR 50%	0,6	0,7	0,6	0,6
	TR 99%	4,1	4,4	3,9	3,6
<b>Si</b>	TR 50%	0,8	2,1	0,3	0,7
	TR 99%	5,4	13,6	1,8	4,6
<b>Al</b>	TR 50%	1,8	7,3	0,3	0,5
	TR 99%	12,0	48,5	1,8	3,4
<b>Fe</b>	TR 50%	0,6	0,8	0,4	0,9
	TR 99%	3,8	5,6	2,5	5,8
<b>Mn</b>	TR 50%	0,5	0,6	2,1	N/A
	TR 99%	3,2	3,9	13,9	N/A
<b>Mg</b>	TR 50%	N/A	N/A	0,6	0,6
	TR 99%	N/A	N/A	3,7	4,1
<b>Ca</b>	TR 50%	N/A	N/A	1,7	0,5
	TR 99%	N/A	N/A	11,1	3,6
<b>K</b>	TR 50%	0,2	0,2	0,3	0,3
	TR 99%	1,4	1,4	1,7	2,0
<b>P</b>	TR 50%	0,7	1,1	1,0	0,9
	TR 99%	4,5	7,3	6,6	5,9
<b>S</b>	TR 50%	1,0	2,2	1,0	1,4
	TR 99%	6,5	14,3	6,6	9,2
<b>N</b>	TR 50%	9,4	N/A	7,1	N/A
	TR 99%	62,1	N/A	47,0	N/A
<b>C</b>	TR 50%	N/A	N/A	N/A	N/A
	TR 99%	N/A	N/A	N/A	N/A

## 4.2 Expérience sécheresse

### 4.2.1 Perte de masse

La figure 4.7 compare l'évolution du pourcentage de masse restant entre le sol sous le toit sécheresse et le sol témoin environnant.

Les pertes de masse des racines dans les 2 sols sont similaires tout au long du processus de dégradation. Aucune différence significative n'a été détectée au test de Kruskal-Wallis. Jusqu'à presque 0,2 an, les mesures sont fortement similaires aux modèles associés.

Les 2 sols suivent la même tendance décroissante. Le calcul des p-valeurs a permis d'identifier qu'au sein de chaque zone, la perte de masse à T1 n'est pas significativement différente de celle à T2.

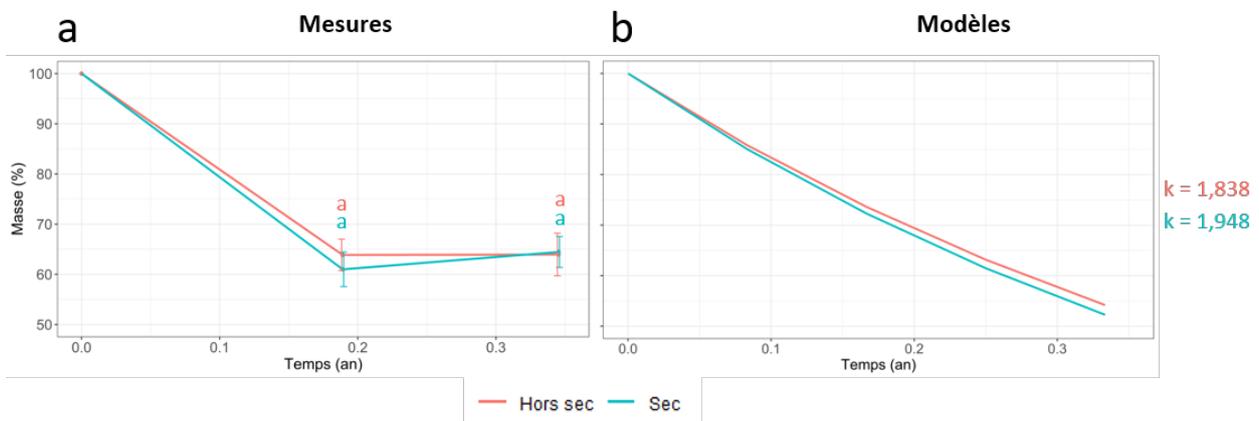


FIGURE 4.7 – Évolution de la masse des racines en pourcentage de masse initiale en fonction du temps d'incubation et de la zone étudiée. Sec : sol sous le dispositif sécheresse, Hors sec : sol témoin environnant. Les écarts-types sont donnés par les barres colorées. Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes entre les sols selon le test de Kruskal Wallis à la valeur seuil  $P$  de 0,05.

### 4.2.2 Libération d'éléments

Les concentrations en éléments pour l'expérience sécheresse ne sont disponibles que pour le T1 (mai, après 2 mois d'incubation). L'analyse en composantes principales ainsi que les graphiques n'ont pas été réalisés vu le faible nombre de données.

Le tableau 4.4 expose les quantités d'éléments restantes par rapport à la quantité initiale à T0, en %. Une moyenne a été réalisée sur les 3 échantillons de chaque zone. Les éléments Si, Al, Fe et Ca présentent une concentration significativement différente entre les 2 zones d'étude.

TABLE 4.4 – Pourcentage de masse d'élément restant par rapport à la masse initiale, pour l'expérience sécheresse. Les étoiles indiquent une différence significative entre la zone Sec et Hors sec ( $p$ -valeur  $< 0,05$  au test de Kruskal-Wallis).

Éléments	Masse restante (%)	
	Sec	Hors sec
Si*	22,1	35,7
Al*	23,9	38,1
Fe*	25,0	42,7
Mn	66,7	66,7
Mg	47,8	56,7
Ca*	186,8	162,2
K	22,2	31,4
P	63,4	66,7
S	40,7	44,4
N	51,4	56,5
C	107,1	105,9



# Chapitre 5 : Discussion

## 5.1 Méthodologie

La méthode utilisée pour les expérimentations est celle des **sachets de racines**, dite "directe". Celle-ci comporte quelques limitations.

1) La méthode perturbe le fonctionnement normal de la dégradation car les racines mises en sachets sont détériorées par rapport aux racines en place, notamment lors du prélèvement et du lavage qui altèrent les mycorhizes (Dornbush *et al.*, 2002) ce qui amène à sous-estimer la décomposition des racines par rapport à la réalité.

2) Les communautés de décomposeurs sont modifiées puisqu'elles sont limitées à la taille des mailles des sachets (Li *et al.*, 2021) néanmoins la faune du sol de taille plus importante à 1mm n'est pas prédominante en écosystèmes forestiers acides (Vogt *et al.*, 1983).

3) Les racines prélevées au temps initial (T0) constituent un mélange de racines vivantes et mortes au moment du prélèvement, cela influence le taux de décomposition puisque les racines vivantes sont plus résistantes (Li *et al.*, 2021).

Des méthodes "indirectes" ont été développées, comme les rhizotrons et la tomographie par rayons X (Halbritter *et al.*, 2020). Cependant, la plupart de ces techniques restent chères et fastidieuses, la méthode des sachets est donc toujours prédominante et permet une étude à échelle spatiale et/ou temporelle plus grande (Halbritter *et al.*, 2020).

Le **modèle** développé dans ce travail ne comporte qu'un seul taux de décomposition  $k$ , c'est-à-dire ne considère qu'une seule phase de dégradation. Il a été démontré dans la littérature qu'un modèle ne considérant qu'une phase n'est pas toujours réaliste et que l'utilisation d'un modèle 2 phases peut mieux représenter la réalité (McClaugherty *et al.*, 1984; Li *et al.*, 2021). La durée des expériences réalisées étant limitée, il a été choisi de simplifier les modèles en ne considérant qu'un seul taux de décomposition moyen. De plus, les mesures sont comparées aux modèles mais il ne faut pas oublier que ces modèles ont été créés à partir des mesures, ils ne sont pas indépendants.

Les masses de racines ont été corrigées d'un **facteur de contamination** estimant la proportion de sol des racines non lavées. Le passage au four à 450°C pendant 8h permet de volatiliser les composés organiques et de ne conserver que les composés minéraux. Ces derniers ont été considérés comme 100% du sol contaminant l'échantillon.

Or, le sol est constitué d'une part organique également, qui n'est pas prise en compte dans la masse de cendres. Cela conduit à sous-estimer la contamination des racines par le sol.

A l'inverse, les racines sont constituées d'une part minérale, formée de biominéraux (Krieger *et al.*, 2017). Ces biominéraux sont involontairement pris en compte dans la masse de cendres. Cela conduit à sur-estimer la contamination des racines puisqu'une part du facteur de contamination est lui-même constitué de la masse minérale des racines.

Des essais de perte au feu de racines propres et de sol du site d'étude ont été réalisés lors de ce travail afin d'estimer la part de sur- et de sous-estimation du facteur de contamination. Il en ressort que les racines sont constituées d'environ 8% de minéraux et que le sol est constitué d'environ 7% de matière organique. Ces proportions étant relativement faibles et de même ordre de grandeur, elles n'ont pas été prises en compte dans les calculs. Pour conclure, s'il y a eu un biais de mesure, il a été constant pour tous les résultats car ils ont été traités de la même manière.

## 5.2 Expérience principale

### 5.2.1 Perte de masse

Les 4 zones d'études présentent des décompositions similaires dans le temps et celles-ci sont similaires aux modèles. La différence de perte de masse entre les sols DC et RL est minimale mais la perte est légèrement plus rapide en RL. L'inverse avait été trouvé pour les litières aériennes du site de Montiers (Dincher, 2020). Le silicium est le deuxième élément majeur dans les racines et sa perte de masse est plus rapide en RL qu'en DC, ce qui pourrait expliquer pourquoi la masse totale évolue plus rapidement en RL. En outre, il est également plus concentré dans les racines de RL à T0, ce qui corrobore l'explication.

Les différentes profondeurs ne semblent pas influencer significativement le taux de décomposition. L'hypothèse que la profondeur n'influence pas la décomposition des racines fines avait déjà été avancée par Solly *et al.* (2015). La perte de masse est rapide dans les 3 premiers mois de l'expérience et ralentit ensuite. Cela pourrait correspondre à la libération du pool labile (McClaugherty *et al.*, 1984) suivie d'une minéralisation plus lente des minéraux et précipitations secondaires.

Le temps de résidence pour éliminer 99% de la masse se situe entre 3,6 et 4,4 ans. King *et al.* (1997) ont étudié la décomposition de racines de pin (< 5mm) en sol sableux en Caroline du Nord (USA). Ils ont évalué le TR à 8,6 ans.

### 5.2.2 Libération d'éléments

#### Cas de K, P et S

Dans cette étude, le **potassium** a subi une diminution de masse très rapide, suivie d'une stabilisation. Comme K est un élément peu incorporé dans les structures organiques, il est très labile et minéralisé dans les premiers mois (Vogt *et al.*, 1983, King *et al.*, 1997). Le temps de résidence de K obtenu dans notre étude confirme les observations de la littérature car il est très faible, 99% de l'élément étant minéralisés en moins de 2 ans. King *et al.* (1997) ont trouvé des valeurs similaires (TR 99% = 2,3 ans). Le potassium de la litière aérienne semble plus mobile, avec un TR de 0,7 an (Dincher, 2020).

Le **phosphore** et le **soufre** ont montré une légère libération initiale suivie d'une stabilisation. Selon Vogt *et al.* (1983), le P des litières aériennes ne commence à être minéralisé qu'après 0,6 à 1 an, contrairement à King *et al.* (1997) qui trouvent qu'au bout de seulement 1,9 ans, 99% du P est minéralisé dans des racines de pin. Un TR de 4,5 à 7,3 ans a été trouvé dans notre étude sur les racines de hêtre, ce qui suggère que l'essence de l'arbre pourrait influencer le TR des racines.

Une similitude apparaît pour le soufre entre DC et RL 0-10 et entre DC et RL 10-30, elle pourrait s'expliquer par sa concentration initiale dans les racines qui est proche entre les sols de même profondeur.

Une des raisons pour lesquelles P et S ne sont pas minéralisés pourrait être qu'ils sont déjà présents en quantités suffisantes dans le sol ou qu'ils arrivent par d'autres sources de nutriments (litière aérienne, eaux, etc) en quantités suffisantes pour les bactéries qui ont donc moins d'intérêt à aller les chercher dans les racines.

#### Cas de Si, Al et Fe

Le **silicium** a montré une diminution de masse en RL suivie d'une augmentation et stabilisation. Le Si pourrait être minéralisé plus vite en RL qu'en DC du fait d'une concentration initiale dans les racines RL 1,5 fois plus importante. L'augmentation de la masse des racines en RL et le caractère constant de celle des racines en DC pourrait être la conséquence d'une reprécipitation des ions Si en silice amorphe autour des racines. Krieger *et al.* (2017) ont démontré l'abondance de

la silice amorphe dans des racines fines de hêtres de Montiers-sur-Saulx. Ces minéraux sont plus difficiles à dégrader et peuvent être la cause de l'aspect stable de la courbe de décomposition du silicium. Dincher (2020) a observé la même dynamique sur la litière aérienne du site de Montiers. Elle a obtenu des TR respectivement de  $3,3(\pm 1)$  et  $3,7(\pm 0,4)$  ans pour DC et RL. Ces TR sont en moyenne plus faibles que ceux obtenus dans cette étude, la litière souterraine semble être dégradée moins rapidement que l'aérienne.

L'**aluminium** et le **fer** sont assez peu étudiés dans la littérature. Ces 2 éléments montrent dans ces expériences une perte de masse en T1, qui est plus importante pour les racines du sol RL. L'Al pourrait être minéralisé plus vite en RL qu'en DC du fait d'une concentration initiale 1,2 à 1,8 fois plus importante dans les racines en RL.

L'immobilisation observée à T2 et T3 pourrait s'expliquer par une contamination par le sol, malgré un lavage minutieux des racines.

Les TR observés pour l'Al en RL sont de 1,8 et 3,4, ils sont du même ordre de grandeur que ceux calculés par Dincher (2020) pour la litière aérienne (1,6 an). Les TR pour l'Al en DC semblent anormalement longs, probablement du à la contamination par le sol environnant. Ils ne sont pas comparables avec la valeur de 3,1 obtenue par Dincher (2020).

Les TR du fer sont semblables entre les 2 sols, ils varient entre 2,5 et 5,8 ans. Les TR trouvés pour les litières aériennes par Dincher (2020) sont similaires :  $5,7(\pm 1,8)$  ans en DC et  $6(\pm 3,6)$  ans en RL.

### Cas de Mg et N

Le **magnésium** a peu perdu en masse. Seuls les échantillons du sol RL ont montré une diminution jusqu'à 75% de la masse initiale pendant les 3 premiers mois, suivie d'une stabilisation. Le TR calculé pour ces sols est d'environ 4 ans. Il est plus élevé (5,7 ans) pour King *et al.* (1997) du fait d'une importante perte de 50% les 6 premiers mois suivie d'une stabilisation jusqu'à la fin des 2 ans d'expérience. Le Mg pourrait être minéralisé plus vite en RL qu'en DC du fait d'une concentration initiale 1,3 à 1,5 fois plus importante dans les racines en RL. La stabilisation peut s'expliquer par une réprécipitation du Mg sous forme de cristaux sphériques (minéraux secondaires), identifiés par Krieger *et al.* (2017) dans les racines du site d'étude.

Au cours de l'expérimentation, l'**azote** a montré une tendance stable à légèrement croissante. Dans la littérature, l'azote suit généralement une tendance en deux phases : immobilisation suivie de libération (Vogt *et al.*, 1983, McClaugherty *et al.*, 1984, King *et al.*, 1997). McClaugherty *et al.* (1984) ont observé, pour des racines de diamètre inférieur à 3mm, une immobilisation de l'azote jusqu'à 120% de sa masse initiale pendant la première année de dégradation suivie d'une diminution de sa concentration pour passer sous le seuil initial de 100% après 3 ans. King *et al.* (1997) ont observé ce phénomène de puit pour des racines de diamètre supérieur à 10mm. Une explication est que l'azote est essentiel dans les processus de décomposition, où il est converti en protéines microbiennes (Richards et Norman, 1931). Le sol DC 10-30 montre une accumulation plus importante. Il a été prouvé que celle-ci est plus élevée lorsque les concentrations initiales en azote sont plus faibles (Vogt *et al.*, 1983 ; McClaugherty *et al.*, 1984), ce qui est le cas pour cet horizon. Les temps de résidence calculés ne peuvent être interprétés puisqu'au bout des 10 mois d'expérience, l'azote serait toujours en phase d'immobilisation.

### Cas de Ca, Mn et C

Le **calcium** présente un comportement fort différent entre les 2 sols à T1 puis les courbes se rapprochent. La différence de comportement initial des 2 sols peut être causée par les concentrations en Ca qui sont de loin supérieures dans la terre fine en RL et 2 fois plus importantes dans les racines de ce sol à T0. Elles sont également supérieures dans les horizons plus profonds comparés

aux horizons de surface.

King *et al.* (1997) ont rapporté une immobilisation du Ca pendant les 2 ans de leur étude. Ils ont trouvé un TR de 22,8 ans, contre 3,6 à 11 ans dans notre étude. Cependant, ces TR ne sont pas comparables étant donné que les données obtenues ici ne correspondent pas aux modèles créés. L'immobilisation peut être due à la reprécipitation du calcium sous forme d'oxalates, difficilement minéralisables par les organismes. Krieger *et al.* (2017) ont démontré l'abondance des oxalates de calcium dans les racines fines des hêtres de Montiers-sur-Saulx, due à la richesse des sols en Ca.

La tendance du **manganèse** est similaire à celle du Ca mais avec un comportement opposé entre les sols. La concentration plus élevée en Mn dans les racines du sol DC à T0 pourrait expliquer l'importante perte de masse de Mn de ces racines comparée à celles du sol RL. L'immobilisation qui apparaît immédiatement au sein des sols RL et après les 3 premiers mois pour les sols DC pourrait être due au recyclage de cet élément. Dincher (2020) a observé que les éléments Si, Ca, P et Mn étaient fortement recyclés via des mécanismes biologiques, dans les feuilles de hêtre du site d'étude. Ce comportement pourrait se reproduire dans les litières souterraines.

Le comportement du **carbone** dans cette expérimentation est singulier. D'après Li *et al.* (2021), la décomposition des racines fines représente le plus large flux de C annuel dans les écosystèmes forestiers. Dincher (2020) a constaté que le carbone suivait une dynamique de dégradation exponentielle analogue à la perte en masse totale, pour des litières aériennes. Le temps de résidence de la masse totale devrait être proche de celui du C. Le carbone représente près de 50% de la masse des racines analysées. Si sa concentration augmentait réellement, la masse totale ne diminuerait pas telle qu'obtenu dans les résultats. Les valeurs obtenues ne sont cohérentes ni avec la littérature, ni avec les masses totales. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées :

- Erreurs des mesures réalisées à T0, valeurs inférieures aux valeurs réelles ;
- Contaminations lors des mesures à T1, T2 et T3, par du sol ou des organismes.

## 5.3 Expérience sécheresse

### 5.3.1 Perte de masse

Les racines de la zone sec et hors sec ont des constantes de décomposition annuelles respectives de 1,948 et 1,838. Comme pour l'expérience principale, la perte de masse est rapide dans les 2 premiers mois de l'expérience et ralentit ensuite. Cela pourrait correspondre à la libération du pool labile (McClaugherty *et al.*, 1984).

Il n'y a pas de différence significative entre les 2 zones (Sec et Hors sec). Ce résultat semble cohérent avec une expérience comparant l'effet de l'irrigation sur la dégradation racinaire de 4 types de forêt qui n'a trouvé un effet significatif de l'irrigation que pour 1/3 des échantillons (King *et al.*, 1997). En outre, les conditions climatiques des zones Sec et Hors sec n'étaient pas si différentes. En effet, les précipitations de la période où le toit est en fonctionnement (15 mai jusqu'au 15 juillet) ont été peu abondantes. Il n'y a eu que 102mm de pluie durant cette période. Au vu des faibles précipitations, il semble cohérent que les 2 sols étaient, la plupart du temps, dans des conditions de dégradation racinaires similaires.

Le pourcentage de masse restante moyenne, toutes zones confondues, en T1 de l'expérience sécheresse (62,43%) est plus faible que celui de l'expérience principale (68,57%), bien que le temps d'incubation des racines de cette dernière soit d'1 mois de plus. Cela a une influence sur les constantes de décomposition  $k$  dont la moyenne de l'expérience sécheresse est plus élevée que la moyenne de l'expérience principale (1,893 contre 1,155 an). L'expérience sécheresse a débuté au mois de mars, l'expérience principale à la fin septembre de l'année précédente. Les conditions de température et

d'humidité différentes influencent l'activité microbienne et donc le taux de décomposition (Li et al., 2020). Au sortir de l'hiver, les conditions d'humidité et de température du sol semblent plus favorables à la dégradation des racines.

De plus, les masses totales (figures 4.1 et 4.7) ont des valeurs de pourcentage de masse restant du mois de mai qui sont statistiquement identiques à celles du mois de juillet. A nouveau, la faible humidité du sol à cette période pourrait avoir ralenti le taux de décomposition.

### 5.3.2 Libération d'éléments

Les pourcentages d'éléments restants dans les zones Sec et Hors sec (témoin) n'étant disponibles que pour une seule date, aucune conclusion conséquente ne peut être tirée sur les comportements des éléments. Cependant, des hypothèses provisoires peuvent être émises sur les résultats actuels.

Une différence significative a été détectée entre les éléments Si, Al, Fe et Ca des 2 zones de régime de précipitations hétérogène. De plus, bien qu'il n'y ait pas de différence significative, la plupart des éléments analysés semblent subsister en quantités plus faibles sous le toit sécheresse. Cela semble contraire à l'hypothèse posée : l'absence de précipitations, en ralentissant l'activité microbienne, ralentit la dégradation.

Une raison possible à cela serait que la zone témoin, soumise à une humidité légèrement plus élevée, possède bien une biologie souterraine plus active. Une activité plus élevée entraîne une dégradation plus importante des racines mais pourrait également accroître la reprécipitation en minéraux secondaires (pour Si et Ca) et le risque de contamination des racines par les sols (pour Al et Fe).

# Chapitre 6 : Conclusions et perspectives

Les sols forestiers français sont majoritairement acides, pauvres en nutriments et rarement fertilisés. Les arbres dépendent alors du cycle des éléments nutritifs, notamment du recyclage des litières aériennes et souterraines. Les litières aériennes ont été plus étudiées dans la littérature que les racines. Ces dernières apporteraient aux sols des quantités d'éléments supérieures ou égales mais leur dynamique de dégradation est encore peu connue. C'est dans ce cadre que s'est inscrit cette étude. De plus, au regard du changement climatique actuel, l'influence des précipitations sur cette dégradation méritait d'être analysée.

Ce travail a étudié l'influence du type de sol et du régime de précipitations sur la dynamique de dégradation racinaire, par le biais de sachets de litières. Les pertes de masse totale et de 11 éléments ont été analysées. Les taux de décomposition annuels et temps de résidence ont été calculés. Les hypothèses étaient que la composition chimique du sol, la profondeur des racines et les précipitations influencent la dynamique de dégradation.

Le pourcentage de masse restant est similaire entre les 2 sols (dystric cambisol et rendzic leptosol) et les 2 profondeurs (5 et 15cm) de l'expérience principale. Dans cette expérience, le type de sol et la profondeur n'ont pas eu d'influence majeure sur la dynamique générale de dégradation racinaire. Le pool labile est libéré dans les 3 premiers mois. Le temps de résidence pour éliminer 99% de la masse totale se situe entre 3,6 et 4,4 ans.

Des différences entre les 2 sols ou entre les 2 profondeurs sont apparues pour certains éléments (P, Si, Al, Mg, Ca). Dans la plupart des cas, la cause envisagée est la différence de concentration initiale de ces éléments dans les racines ou dans la terre fine.

Les TR 50% et TR 99%, 4 zones combinées (DC et RL) s'accordent sur la série de mobilité suivante :  $K > Mg > Fe > P > Si > Mn > Ca > S > Al > N$ .

Le pourcentage de masse restant de l'expérience sécheresse est similaire entre le toit et la zone témoin. Au cours de cette expérience, la quantité de précipitations n'a pas influencé la dynamique générale de dégradation racinaire. Néanmoins, il y a eu peu d'épisodes pluvieux pendant la période de fonctionnement du toit.

Des différences entre les 2 zones ont été détectées pour les éléments Si, Al, Fe et Ca, pour lesquels le pourcentage de masse restant à T1 était plus faible pour les échantillons sous le toit (Sec) que pour les témoins (Hors Sec). L'hypothèse avancée est que l'activité biologique est plus importante dans la zone recevant un peu plus de pluie et que cette activité plus élevée amène plus de reprécipitations d'éléments en minéraux secondaires et davantage de risques de contamination des racines par le sol.

Ces résultats encouragent à réaliser d'autres études sur des périodes plus longues et en apportant quelques améliorations. Le modèle considérant 2 phases de dégradation pourrait être comparé au modèle utilisé ici. Une analyse de l'évolution des biominéraux dans les racines en décomposition sera réalisée au Microscope Électronique à Balayage afin de confirmer certaines hypothèses émises sur les résultats obtenus. L'analyse des éléments majeurs des racines sera réalisée pour les échantillons des mois de juillet et d'octobre pour l'expérience sécheresse afin d'avoir plus de données pour discuter de la différence éventuelle de libération des éléments en Sec et Hors Sec.

# Bibliographie

- R. BARDGETT, L. MOMMER et F. VRIES : Going underground : Root traits as drivers of ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 29, déc. 2014.
- B. BERG et C. MCCLAUGHERTY : *Plant Litter : Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer Science & Business Media, mars 2013. ISBN 978-3-662-05349-2. Google-Books-ID : EARJCAAAQBAJ.
- J.-C. BONNEFONT : Le rôle géomorphologique des racines des arbres forestiers. 2. Les actions chimiques et biologiques. *Revue Géographique de l'Est*, 21(4):277–291, 1981. URL [https://www.persee.fr/doc/rgest\\_0035-3213\\_1981\\_num\\_21\\_4\\_1405](https://www.persee.fr/doc/rgest_0035-3213_1981_num_21_4_1405). Publisher : Persée - Portail des revues scientifiques en SHS.
- M. A. BRADFORD, B. BERG, D. S. MAYNARD, W. R. WIEDER et S. A. WOOD : Understanding the dominant controls on litter decomposition. *Journal of Ecology*, 104(1):229–238, 2016. ISSN 1365-2745. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1365-2745.12507>. [\\_eprint : https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2745.12507](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2745.12507).
- M. A. BRADFORD, G. M. TORDOFF, T. EGGERS, T. H. JONES et J. E. NEWINGTON : Microbiota, Fauna, and Mesh Size Interactions in Litter Decomposition. *Oikos*, 99(2):317–323, 2002. ISSN 0030-1299. URL <https://www.jstor.org/stable/3547913>. Publisher : [Nordic Society Oikos, Wiley].
- J. CATTIAUX, F. CHAUVIN, H. DOUVILLE et A. RIBES : Événements météorologiques extrêmes et changement climatique. *Encyclopédie de l'environnement*, sept. 2018. ISSN 2555-0950. URL <https://www.encyclopedie-environnement.org/climat/evenements-meteorologiques-extremes-changement-climatique/>.
- H. CHEN, N. J. ORAM, K. E. BARRY, L. MOMMER, J. van RUIJVEN, H. de KROON, A. EBELING, N. EISENHAEUER, C. FISCHER, G. GLEIXNER, A. GESSLER, O. GONZÁLEZ MACÉ, N. HACKER, A. HILDEBRANDT, M. LANGE, M. SCHERER-LORENZEN, S. SCHEU, Y. OELMANN, C. WAGG, W. WILCKE, C. WIRTH et A. WEIGELT : Root chemistry and soil fauna, but not soil abiotic conditions explain the effects of plant diversity on root decomposition. *Oecologia*, 185(3):499–511, nov. 2017. ISSN 1432-1939. URL <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3962-9>.
- M. DINCHER : *Dynamique comparée des éléments majeurs dans les humus de forme mull dans une hêtraie du Nord-Est de la France*. These de doctorat, Université de Lorraine, déc. 2020. URL <http://www.theses.fr/2020LORR0170>.
- R. DJEBAILI, M. PELLEGRINI, M. SMATI, M. DEL GALLO et M. KITOUNI : Actinomycete Strains Isolated from Saline Soils : Plant-Growth-Promoting Traits and Inoculation Effects on Solanum lycopersicum. *Sustainability*, 12:4617, juin 2020.
- M. E. DORNBUSH, T. M. ISENHART et J. W. RAICH : QUANTIFYING FINE-ROOT DECOMPOSITION : AN ALTERNATIVE TO BURIED LITTERBAGS. 83(11):6, 2002.
- C. DRÉNOU : *Les racines- Face cachée des arbres*. jan. 2006. ISBN 978-2-904740-92-3.
- GIP-ECOFOR : F-ORE-T : Observatoire de Recherche en Environnement sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers (ORE Foret), 2018. URL <http://www.gip-ecofor.org/f-ore-t/index.php>.

- N. L. GOFF et J.-M. OTTORINI : Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France. Annals of Forest Science, 58(1):1–13, jan. 2001. ISSN 1286-4560, 1297-966X. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2001104>. Publisher : EDP Sciences.
- W. S. GORDON et R. B. JACKSON : Nutrient Concentrations in Fine Roots. Ecology, 81(1):275–280, 2000. ISSN 1939-9170. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658%282000%29081%5B0275%3ANCIFR%5D2.0.CO%3B2>. eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1890/0012-9658%282000%29081%5B0275%3ANCIFR%5D2.0.CO%3B2>.
- L. GUO, M. DENG, S. YANG, W. LIU, X. WANG, J. WANG et L. LIU : The coordination between leaf and fine root litter decomposition and the difference in their controlling factors. Global Ecology and Biogeography, 30(11):2286–2296, 2021. ISSN 1466-8238. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.13384>. eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/geb.13384>.
- S. HALBRITTER, A. TAGHIZADEH-TOOSI, I. OSTONEN et S. SMITH : The handbook for standardised field and laboratory measurements in terrestrial climate-change experiments and observational studies (ClimEx). Methods in ecology and evolution éd. n, 2020. URL <https://climexhandbook.w.uib.no/2019/11/06/root-decomposition/>.
- M. E. HARMON, W. L. SILVER, B. FASTH, H. CHEN, I. C. BURKE, W. J. PARTON, S. C. HART, W. S. CURRIE et LIDET : Long-term patterns of mass loss during the decomposition of leaf and fine root litter : an intersite comparison. Global Change Biology, 15(5):1320–1338, mai 2009. ISSN 13541013, 13652486. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2008.01837.x>.
- INRA : B2IF - Biogéochimie des Écosystèmes Forestiers. p. 18, 2019.
- INRAE : Inauguration du dispositif expérimental sécheresse, sept. 2020a. URL <https://www.inrae.fr/actualites/inauguration-du-dispositif-experimental-secheresse>.
- INRAE : Sécheresse : l'indispensable adaptation des forêts françaises, jan. 2020c. URL <https://www.inrae.fr/actualites/secheresse-lindispensable-adaptation-forets-francaises>.
- M. JACOB, N. WELAND, C. PLATNER, M. SCHÄFER, C. LEUSCHNER et F. THOMAS : Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. Soil Biology and Biochemistry, 41:2122–2130, oct. 2009.
- J. KING, H. L. ALLEN, P. DOUGHERTY et B. R. STRAIN : Decomposition of roots in loblolly pine : Effects of nutrient and water availability and root size class on mass loss and nutrient dynamics. Plant and Soil, 195(1):171–184, 1997. ISSN 0032-079X. URL <https://www.jstor.org/stable/42949409>. Publisher : Springer.
- G. KIRCHEN : Effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers. Theses, Université de Lorraine, déc. 2017. URL <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01823976>. Issue : 2017LORR0308.
- B. KONÔPKA, J. PAJTÍK et M. MAEOVÁ : Fine root standing stock and production in young beech and spruce stands. 2013.
- C. KRIEGER, C. CHRISTOPHE, C. MORLOT, S. UROZ, L. SALSI et M.-P. TURPAULT : Identification, distribution, and quantification of biominerals in a deciduous forest. Geobiology, 15, jan. 2017.
- X. LI, K. J. MINICK, J. LUFF, A. NOORMETS, G. MIAO, B. MITRA, J.-C. DOMEQ, G. SUN, S. MC-NULTY et J. S. KING : Effects of Microtopography on Absorptive and Transport Fine Root

- Biomass, Necromass, Production, Mortality and Decomposition in a Coastal Freshwater Forested Wetland, Southeastern USA. Ecosystems, 23(6):1294–1308, sept. 2020. ISSN 1432-9840, 1435-0629. URL <http://link.springer.com/10.1007/s10021-019-00470-x>.
- X. LI, X. ZHENG, Q. ZHOU, S. MCNULTY et J. KING : Measurements of fine root decomposition rate : Method matters. Soil Biology and Biochemistry, 164:108482, nov. 2021.
- M. LUKAC : Fine Root Turnover. In Measuring Roots,, p. 363–373. oct. 2012. ISBN 978-3-642-22066-1. Journal Abbreviation : Measuring Roots,.
- C. A. MCCLAUGHERTY, J. D. ABER et J. M. MELILLO : Decomposition Dynamics of Fine Roots in Forested Ecosystems. Oikos, 42(3):378–386, 1984. ISSN 0030-1299. URL <https://www.jstor.org/stable/3544408>. Publisher : [Nordic Society Oikos, Wiley].
- MEA, éd. Ecosystems and human well-being : synthesis. Island Press, Washington, DC, 2005. ISBN 978-1-59726-040-4 978-1-59726-039-8. OCLC : ocm59279709.
- I. MEIER et C. LEUSCHNER : Belowground drought response of European beech : Fine root biomass and carbon partitioning in 14 mature stands across a precipitation gradient. Global Change Biology, 14:2081–2095, mai 2008.
- A. MONTAGNOLI, M. TERZAGHI, A. DI IORIO, G. S. SCIPPA et D. CHIATANTE : Fine-root seasonal pattern, production and turnover rate of European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in Italy Prealps : Possible implications of coppice conversion to high forest. Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, 146(4):1012–1022, déc. 2012. ISSN 1126-3504. URL <https://doi.org/10.1080/11263504.2012.741626>. Publisher : Taylor & Francis \_eprint : <https://doi.org/10.1080/11263504.2012.741626>.
- S. NAMBIAR : Do nutrients translocate from fine roots? Canadian Journal of Forest Research, 17:913–918, fév. 2011.
- J. S. OLSON : Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. Ecology, 44(2):322–331, 1963. ISSN 1939-9170. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1932179>. \_eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2307/1932179>.
- J. J. RANGER et M.-P. M.-P. TURPAULT : Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. Forest Ecology and Management, 122:139–154, 1999. URL <https://hal.inrae.fr/hal-02685078>. Publisher : Elsevier.
- E. H. RICHARDS et A. G. NORMAN : The biological decomposition of plant materials. Biochemical Journal, 25(5):1769–1778, 1931. ISSN 0264-6021. URL <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1260806/>.
- P. RIOU-NIVERT : Les dégâts subis par les forêts du fait de tempêtes ou de sécheresses : des fléaux en progression :. Annales des Mines - Responsabilité et environnement, N° 53(1):82–88, mars 2009. ISSN 1268-4783. URL <https://www.cairn.info/revue-responsabilite-et-environnement1-2009-1-page-82.htm?ref=doi>.
- C. SEE, M. MCCORMACK, S. HOBBIIE, H. FLORES-MORENO, W. SILVER et P. KENNEDY : Global patterns in fine root decomposition : climate, chemistry, mycorrhizal association and woodiness. Ecology Letters, 22, juin 2019.
- W. L. SILVER et R. K. MIYA : Global patterns in root decomposition : comparisons of climate and litter quality effects. Oecologia, 129(3):407–419, nov. 2001. ISSN 0029-8549, 1432-1939. URL <http://link.springer.com/10.1007/s004420100740>.

- E. F. SOLLY, I. SCHÖNING, S. BOCH, E. KANDELER, S. MARHAN, B. MICHALZIK, J. MÜLLER, J. ZSCHEISCHLER, S. E. TRUMBORE et M. SCHRUMPF : Factors controlling decomposition rates of fine root litter in temperate forests and grasslands. Plant and Soil, 382(1-2):203–218, sept. 2014. ISSN 0032-079X, 1573-5036. URL <http://link.springer.com/10.1007/s11104-014-2151-4>.
- E. F. SOLLY, I. SCHÖNING, N. HEROLD, S. E. TRUMBORE et M. SCHRUMPF : No depth-dependence of fine root litter decomposition in temperate beech forest soils. Plant and Soil, 393(1):273–282, août 2015. ISSN 1573-5036. URL <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2492-7>.
- K. VOGT et H. PERSSON : Root Methods. p. 477–502. jan. 1991. ISBN 978-0-8493-6866-0.
- K. A. VOGT, C. C. GRIER, C. E. MEIER et M. R. KEYES : Organic Matter and Nutrient Dynamics in Forest Floors of Young and Mature *Abies amabilis* Stands in Western Washington, as Affected by Fine-Root Input. Ecological Monographs, 53(2):139–157, 1983. ISSN 0012-9615. URL <https://www.jstor.org/stable/1942492>. Publisher : Ecological Society of America.
- J. S. WAID : 6 - Decomposition of Roots. In C. H. DICKINSON et G. J. F. PUGH, édés : Biology of Plant Litter Decomposition, p. 175–211. Academic Press, jan. 1974. ISBN 978-0-12-215001-2. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978012215001250012X>.
- WIKIPÉDIA : Exsudat végétal, 2021. URL [https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Exsudat\\_v%C3%A9g%C3%A9tal&oldid=188867092](https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Exsudat_v%C3%A9g%C3%A9tal&oldid=188867092). Page Version ID : 188867092.
- X. ZHANG et W. WANG : The decomposition of fine and coarse roots : their global patterns and controlling factors. Scientific Reports, 5(1):9940, mai 2015. ISSN 2045-2322. URL <https://www.nature.com/articles/srep09940>. Number : 1 Publisher : Nature Publishing Group.

# Annexes

## Annexe 1 : exemple de code utilisé pour réaliser les ACP

```
#### sur l'ensemble des données
#Lire le fichier de données
flux <- read.csv2("Fluox_ACP.csv")
flux$STATION <- as.factor(flux$STATION)

#Réaliser l'ACP
library(FactoMineR)
flux.pca <- PCA(flux[:(1:13)])
#Choisir le nombre de dimensions
plot(flux.pca$eig[,1], type="h", lwd=4, ylab="Eigenvalues")
abline(h=1, lty="dashed")
```

## Annexe 2 : exemple de code utilisé pour réaliser les tests statistiques

```
library(PMCMRplus)
#TESTS sur le pourcentage de masse restant
# Kruskal-wallis et wilcoxon -----

# Si K... > 0.05 => pas lancer le Conover

##### Sur l'ensemble des données #####
databis <- read.csv2("poids_princip.csv")
databis$groupe <- as.factor(databis$groupe)

#### T1
preK_poids_T1 <- kruskal.test(T1 ~ groupe, data = databis)
K_poids_T1 = preK_poids_T1$p.value
preC_poids_T1 <- kwAllPairsConoverTest(T1 ~ groupe, data = databis, p.adjust="bonf")
C_poids_T1 = preC_poids_T1$p.value

#TESTS sur les concentrations en éléments
# Kruskal-wallis et wilcoxon -----
elements <- read.csv2("Fluox_principale_pourcent.csv")
elements$STATION <- as.factor(elements$STATION)
elembis = elements[, c(-(2:13))]
elembis1 = elembis[c(13:36),] #T1
elembis2 = elembis[c(37:56),] #T2
elembis3 = elembis[c(57:77),] #T3

###T1
preK_elem_T1_Si <- kruskal.test(Si.g.kg ~ STATION, data = elembis1)
preC_elem_T1_Si <- kwAllPairsConoverTest(Si.g.kg ~ STATION, data = elembis1, p.adjust = "bonf")
K_elem_T1_Si = preK_elem_T1_Si$p.value
C_elem_T1_Si = preC_elem_T1_Si$p.value

preK_elem_T1_A1 <- kruskal.test(A1.g.kg ~ STATION, data = elembis1)
preC_elem_T1_A1 <- kwAllPairsConoverTest(A1.g.kg ~ STATION, data = elembis1, p.adjust = "bonf")
K_elem_T1_A1 = preK_elem_T1_A1$p.value
C_elem_T1_A1 = preC_elem_T1_A1$p.value
```

## Annexe 3 : exemple de code utilisé pour réaliser les graphiques

```
library(ggplot2)
library(dplyr)
# Expérience principale -----

#### POIDS (en pourcent)
##### Graphique commun moyenne des 4 zones dans le temps (P_masse_4zones)

data <- read.csv2("recap_poids_princip.csv")

s <- ggplot(data, aes(x=Time, y=Mean, colour=Zone)) +
  geom_point() + geom_line(size=1) +
  geom_errorbar(aes(ymin=Mean-sd, ymax=Mean+sd), width=0.1,
               position=position_dodge(0.003)) +
  labs(x="Temps (an)", y="Masse (%)") +
  xlim(0,0.85) + ylim(30,100) +
  theme_bw()
ggsave("P_masses_mesures.png",width=8,height=4.4,dpi=1000)

#### ELEMENTS (en pourcent)

#Si
data <- read.csv2("recap_Si_princip.csv")

s <- ggplot(data, aes(x=Time, y=Mean, colour=Zone)) +
  geom_point() + geom_line(size=1) +
  geom_errorbar(aes(ymin=Mean-sd, ymax=Mean+sd), width=0.1,
               position=position_dodge(0.003)) +
  labs(x="Temps (an)", y="Masse (%)") +
  xlim(0,0.70) +
  scale_y_continuous(breaks=c(0,25,50,75,100,125,150), limits=c(10,140)) +
  theme_bw()
ggsave("P_Si_mesures.png",width=8,height=4.4,dpi=1000)
```