



HAL
open science

Impact du tassement actuel et ancien par les engins sylvicoles sur les pédosystèmes et la végétation

Hamza Mohieddine

► **To cite this version:**

Hamza Mohieddine. Impact du tassement actuel et ancien par les engins sylvicoles sur les pédosystèmes et la végétation. Sciences de la Terre. Université de Picardie Jules Verne, 2019. Français. NNT : 2019AMIE0020 . tel-03638251

HAL Id: tel-03638251

<https://theses.hal.science/tel-03638251>

Submitted on 12 Apr 2022

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

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



Thèse de Doctorat

*Mention Sciences Écologiques
Spécialité Écologie historique*

présentée à *l'Ecole Doctorale en Sciences Technologie et Santé (ED 585)*

de l'Université de Picardie Jules Verne

par

Hamza MOHIEDDINNE

pour obtenir le grade de Docteur de l'Université de Picardie Jules Verne

***Impact du tassement actuel et ancien par les engins
sylvicoles sur les pédosystèmes et la végétation***

Soutenue le 20 Juin 2019, après avis des rapporteurs, devant le jury d'examen :

M^{me} Isabelle Cousin, Directrice de recherche, INRA

M. Michaël Aubert, Professeur, Université du Rouen

M^{me} Noémie Pousse, Chargée de Recherche et de développement, ONF

M. Olivier Chabrerie, Maître de Conférences HDR, UPJV

M. Jérôme Buridant, Professeur, UPJV

M^{me} Hélène Horen, Maître de Conférences, UPJV

Présidente

Rapporteur

Examineur

Examineur

Directeur de thèse

Co-encadrant



“I may not have gone where I intended to go, but I think I have ended up where I needed to be.”



Douglas Adams

Remerciements

Il y a trois ans, j'ai commencé une nouvelle expérience de vie. Il y a trois ans, j'ai décidé de compléter mes études par une thèse de doctorat en écologie, la philosophie de l'environnement de l'Homme. Ces années constituent le stade le plus productif de ma vie. Toutefois, je n'étais pas seul durant cette étape et de nombreuses personnes m'ont aidé, m'ont soutenu, et m'ont encouragé pour que je devienne une personne capable, non seulement de réaliser un travail assez riche, mais aussi de le soutenir avec confiance et plaisir.

Tout d'abord, j'adresse mes remerciements aux personnes, grâce auxquelles ma thèse a pu être réalisée, Pr. Guillaume Decocq, Pr. Ahmad Kobaissi, Dr. Hélène Horen et Pr. Jérôme Buridant.

Je souhaiterais, plus particulièrement, dire un grand merci à Hélène, mon encadrante, pour ces trois années qui, en plus de son encadrement et de sa supervision, ont été empreintes de communication et d'échange. Merci pour ta confiance, pour tous les moments de discussion, et pour tes encouragements à l'apprentissage continu, qui m'ont aidé à développer mes capacités et mon autonomie. Je souhaiterais également remercier Jérôme, mon directeur de thèse, pour sa gentillesse, ses encouragements lors de chacune de nos réunions, et ses conseils pertinents qui ont été d'une grande aide.

Mesdames et messieurs les membres du jury, je vous suis reconnaissant d'avoir accepté de discuter et de juger ma thèse de doctorat, et vous remercie pour votre temps, vos recommandations et vos commentaires.

Je tiens à remercier l'association CIOES au Liban de m'avoir accordé une bourse d'études supérieures, sans laquelle cette thèse n'aurait pas vu le jour.

Je souhaiterais aussi adresser ma gratitude à la famille du laboratoire : Émilie, merci pour ton aide en cartographie et pour tes enseignements concernant le SIG. Boris, merci pour tes idées appropriées, ton aide sur le terrain, le temps que tu as passé avec moi, ainsi que pour tes blagues qui ont rendu mes efforts plus agréables. Fabien, merci pour ta formation sur la technologie et les méthodes d'analyse, ainsi que pour tes suggestions. Déborah, Jonathan, Frédéric, Alexandre, et encore une fois Guillaume, je vous remercie beaucoup pour votre amitié au labo et pour votre aide sans faille.

Lamine, tu n'étais pas seulement un collègue de bureau, mais une grande partie de mon succès est grâce à toi. Personne ne peut te valoriser assez pour tes connaissances et tes compétences, pour moi, j'apprécie sincèrement tes sourires et ton aide au quotidien, surtout concernant l'amélioration de ma maîtrise de la langue française.

Enfin, mes derniers remerciements mais non des moindres, s'adressent à ceux que j'ai eu la chance d'avoir à mes côtés :

Ali M., malgré ton « ça va, ça roule » qui me dérangeait de plus en plus au lieu de m'apaiser, tu m'es très cher. Tu es l'ami avec lequel j'ai partagé la plupart de mon temps depuis trois ans, et qui m'a soutenu dans les bons et les mauvais moments, sans jamais te plaindre.

Ali J., mon partenaire du café de minuit, tu es le frère qui me comprend sans que je ne parle. Tu es le meilleur.

Je ne vais jamais oublier mes amis Libano-Amiénois : Johanna, Zakaria, Ranime, Afaf, Louay, Rhéa, Hussein, Walaa, Tarek, Nesrin, Abbas, Rana, Abed...je vous porte toutes et tous dans mon cœur et un simple « merci » ne suffirait à exprimer mes sentiments.

Enfin, aux personnes qui m'ont donné la vie et qui méritent tous mes remerciements aujourd'hui, à mes parents, je ne saurais exprimer à quel point vous êtes importants pour moi. Je saurais juste dire que j'ai la chance d'être votre enfant.

Mes frères et sœurs, merci pour votre soutien qui m'a donné de la patience et de la motivation, et merci d'être toujours à mes côtés, malgré la distance qui nous sépare.

Tables des matières

Remerciements	I
Tables des matières	IV
Introduction générale.....	1
I. Revue bibliographique	6
I.1 Processus de la compaction.....	6
I.2 Pratiques des gestions forestières	7
I.2.1 Caractéristiques des engins forestiers et des pratiques de gestion forestière	7
I.2.2 L’orniérage.....	10
I.2.3 Télédétection du risque d’orniérage et d’impact de la compaction	11
I.3 Dégradation des propriétés physiques du sol	14
I.3.1 Réduction de la porosité et déstructuration.....	14
I.3.2 Évaluation de la compaction par la densité apparente	16
I.3.3 Évaluation de la compaction par la résistance à la pénétration	17
I.4 Dégradation de la qualité biologique	19
I.4.1 Préface.....	19
I.4.2 Les microorganismes	20
I.4.3 La faune	21
I.4.4 Le développement de la végétation.....	22
I.4.5 La respiration du sol.....	24
I.5 La résilience du sol après le tassement.....	25
I.6 Objectifs scientifiques de la thèse	28
II. Surveillance des impacts des opérations forestières avec un indicateur de densité de l’orniérage dérivé de LIDAR aéroporté	31
II.1 Abstract	31
II.2 Introduction	32
II.3 Materials and methods	36
II.3.1 Study site and location of plots	36
II.3.2 RD indicator derived from the LIDAR data.....	37
II.3.3 Spatial pattern of the rutting density:	39
II.3.4 Floristic inventory	39

II.4	Results	41
II.4.1	Spatial variation of the rutting density	41
II.4.2	Floristic composition and the rutting density	42
II.5	Discussion	52
II.5.1	What RD says about impact of logging operations	52
II.5.2	Impact of environmental factors and management practices factors on RD indicator 53	
II.5.3	How do the RD influence the floristic diversity?	54
II.5.4	Conclusion	56
II.6	Acknowledgments:	57
II.7	Appendix:	58
II.8	Résumé en français	59
II.8.1	Méthodologie :	59
II.8.2	Résultats et discussion	60
II.8.3	Conclusion	62
III.	Résilience physique du sol forestier après une compaction par les engins lourds, révélée par la résistance à la pénétration à une échelle multi-décennale	63
III.1	Abstract	63
III.2	Introduction	64
III.3	Materials and methods	69
III.3.1	Study site	69
III.3.2	Forest management and equipment	71
III.3.3	Selection of the compaction chronosequence	72
III.3.4	Data collection and analysis	73
III.4	Results	76
III.4.1	Soil description	76
III.4.2	The effect of compaction and factors on penetration resistance	77
III.4.3	Recovery chronosequences	79
III.5	Discussion	81
III.5.1	PR and factor controlling	81
III.5.2	Dynamic of soil recovery	82
III.6	Conclusion	85
III.7	Acknowledgement	86

III.8	Supplementary data	86
III.9	Résumé en français	88
III.9.1	Méthodologie	88
III.9.2	Résultats et discussion.....	89
III.9.3	Conclusion.....	90
IV.	Résilience biologique, à une échelle multi-décennale, du sol forestier après la compaction par les engins lourds	92
IV.1	Abstract.....	92
IV.2	Introduction	93
IV.3	Materials and methods.....	98
IV.3.1	Study site	98
IV.3.2	Experimental design and chronosequence establishment	99
IV.3.3	Soil surface respiration measurement	100
IV.3.4	Soil profile description and sampling for pH measurement.....	101
IV.3.5	Microarthropods sampling and QBS-ar index assessment.....	102
IV.3.6	Statistical analysis	102
IV.4	Results	103
IV.4.1	Soil description and physicochemical properties	103
IV.4.2	Soil surface respiration.....	107
IV.4.3	QBS-ar.....	109
IV.5	Discussion.....	110
IV.5.1	Soil degradation following the compaction	110
IV.5.2	Recovery dynamic.....	112
IV.6	Conclusion	113
IV.7	Acknowledgment.....	114
IV.8	Résumé en français.....	115
IV.8.1	Méthodologie	115
IV.8.2	Résultats et discussion.....	115
IV.8.3	Conclusion.....	116
V.	Synthèse et Conclusion	118
V.1	Dégradation du sol après le tassement.....	118
V.2	Faisabilité de LIDAR aéroporté à évaluer la compaction et l’orniérage	119
V.3	Résilience du sol après le tassement.....	122

V.4 Optimisation	125
VI. Perspectives	127
Références	129
Liste des figure	145
Liste des tableaux	149
Liste des appendices et des données supplémentaires	149
Annexe I : Protocole général de la thèse	151
Annexe II : Données	164
Résumé	175
Abstract	175

Introduction générale

Le tassement du sol est un des dommages majeurs que subissent les écosystèmes forestiers suite aux pratiques de gestion dans les forêts en utilisant des engins lourds (Ballard, 2000). Il résulte en une altération physique du sol qui conduit à une dégradation de son fonctionnement (Binkley & Fisher, 2013). L'évolution des sociétés et le développement industriel ont conduit à une augmentation de la demande en bois, ce qui rend l'utilisation des engins forestiers lourds indispensable dans les opérations forestières. En addition, dans le cas d'un coût élevé de la main d'œuvre dans les pays évolués comme en Europe, l'utilisation de ce type d'engins est nécessaire pour la récolte efficace, rapide, et économique des bois (Goutal *et al.*, 2012b). Par ailleurs, le débardage des engins forestiers ainsi que le passage intensif engendrent une dégradation sévère du sol par la dégradation de sa structure (Ampoorter *et al.*, 2007). Vu le passage fréquent des engins sur les mêmes voies et la résilience lente du sol, la dégradation résultante du tassement peut devenir irréversible (Ampoorter *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2015). Cette destruction du sol affecte sérieusement la production de l'écosystème et sa fonctionnalité écologique, ce qui place le tassement du sol forestier parmi les problèmes écologiques majeurs dans les enjeux environnementaux (Batey, 2009; Toivio *et al.*, 2017). En 2001, selon le rapport d'Akker & Canarache (2001), 33 millions d'hectares de forêt en Europe présentent des sols dégradés en raison de la compaction par le passage des engins. Aussi, la protection et la conservation de l'écosystème forestier nécessite d'abord la protection de son sol (Toivio *et al.*, 2017). Ce contexte actuel rend nécessaire la conciliation entre l'intensification de la production et l'exploitation de bois d'une part et la conservation et la protection du sol forestier d'autre part. Cet enjeu contribue à la déclaration de l'année 2015 comme l'année du sol par les Nations Unis reposant sur son rôle dans la sécurité

alimentaire et la production végétale (Toivio *et al.*, 2017). D'où le risque introduit par la mécanisation des opérations forestières devient très important. La compaction et l'orniérage du sol, résultant de cette mécanisation, aboutissent à des déformations graves par l'augmentation du risque de l'érosion, la réduction en biomasse végétale, et la perte en biodiversité, entraînant ainsi une perte économique par rapport à la production globale de l'écosystème (Cambi *et al.*, 2015; Horn *et al.*, 2007; Slesak & Kaebisch, 2016; Toivio *et al.*, 2017).

Le sol forestier n'est pas vraiment l'enjeu ciblé directement par les accords environnementaux mondiaux, mais, plus précisément, c'est l'écosystème forestier (Toivio *et al.*, 2017). Récemment, l'accord de Paris a souligné l'intérêt des forêts dans la lutte contre le réchauffement climatique, où les états doivent agir contre la perte des surfaces forestières par le déboisement mal géré (Unfccc, 2015). D'autre part, Le sol est le support fondamental de l'écosystème forestier. Il forme lui-même un sous-écosystème pour des myriades d'organismes, mais aussi l'habitat des racines de la couverture végétale, dans lequel la germination des graines de cette couverture se réalise (Binkley & Fisher, 2013). Il constitue une matrice biogéochimique dynamique, qui contribue effectivement au fonctionnement de l'écosystème entier. Ce sol joue un rôle important dans le cycle de l'eau et des nutriments, la filtration des substances toxiques, l'approvisionnement et le stockage des éléments nutritifs, l'enfermement des gaz à effet de serre et le stockage du Carbone dont il constitue le troisième réservoir sur terre (Binkley & Fisher, 2013; Dominati *et al.*, 2010; Hillel, 2009; Leifeld, 2006; Weissert *et al.*, 2016).

L'écosystème forestier est un des écosystèmes très important sur la planète. Presque un tiers de la surface terrestre est occupée par les forêts (figure 1), dont il est un écosystème très dynamique et complexe (Cambi *et al.*, 2015; Nocentini, 2011). Les services écosystémiques fournis à l'Homme par les forêts sont ultimement importants pour la durabilité de la vie sur la terre. Ces services sont

divisés en deux catégories principales : soit directs par la fourniture des éléments primaires pour l'industrie, l'alimentation, et le bois de chauffage ou de construction, soit indirects par les services écologiques, dont la régulation des cycles biogéochimiques (figure 1) (Dominati *et al.*, 2010; Perry *et al.*, 2008). La valeur économique essentielle des forêts est accordée par la production et la commercialisation des bois (D'Amecourt *et al.*, 2016). La France forme un des grands pays producteurs du bois dans le monde et en Europe. Elle est le quatrième pays en Europe pour la surface forestière disponible pour la production de bois, avec environ 30000 hectares en 2014, où 90% de la surface forestière française est dédiée à la production de bois (French Ministry of Ecological and solidarity Transition, 2018). La récolte de bois atteint en 2014 plus que 40000 m³ avec une valeur ajoutée qui vaut environ 3000 millions d'euros (French Ministry of Ecological and solidarity Transition, 2018). D'autre part, les pratiques d'exploitation forestières sont la source principale de la compaction et l'orniérage du sol (Batey, 2009). Par contre, la production extensive de bois peut être réglée, et abaisser leurs impacts négatifs, par une gestion prudente des pratiques opératoires (Grigal, 2000).

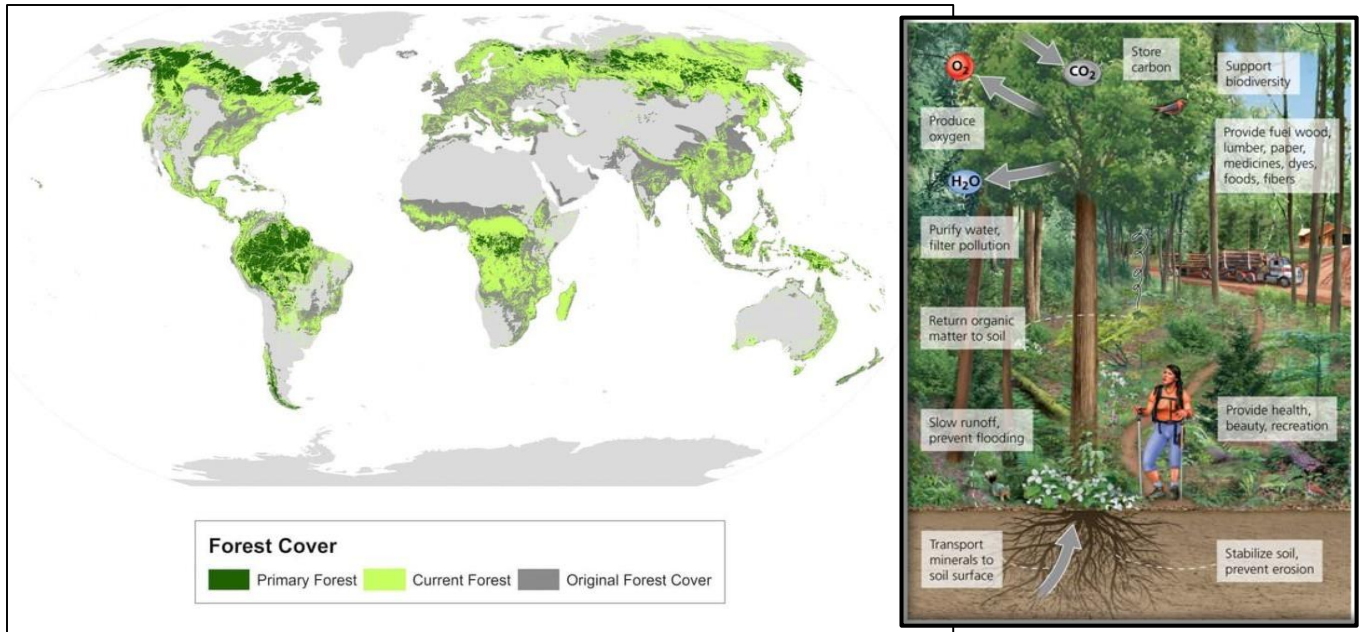


Figure 0.1: carte de la distribution actuelle des forêts sur la surface continentale (Source : site web d' INTACT, « International Action for Primary Forests »), avec une brochure simplifiée des services de l'écosystème forestier (Source : <https://slideplayer.com/slide/7907805/>).

En milieu forestier, la pédogénèse est très fortement influencée par la couverture végétale. Les sols y sont plus riches en matière organique. Réciproquement, les éléments fondamentaux de la croissance et du développement de la couverture végétale sont fournis par le sol (Binkley & Fisher, 2013). Le dynamisme du sol se réalise en ses trois dimensions de complexité : biologique, chimique et physique. La structure physique du sol qui se forme sous l'effet des processus biochimiques, construit son support fonctionnel et maintient son rôle écologique (Dominati *et al.*, 2010). Par conséquent, la destruction de cette structure se traduit par un dysfonctionnement de l'écosystème. De nos jours, les recherches environnementales en France s'engagent à une stratégie nationale afin de concilier l'exploitation et la conservation des ressources naturelles (D'Amecourt *et al.*, 2016). Dans ce sens, les politiques de gestion forestière cherchent à optimiser la production de bois tout en renforçant la protection des forêts et leur bon renouvellement (D'Amecourt *et al.*, 2016).

Le projet de recherche, traité dans cette thèse de doctorat, s'inscrit dans cette volonté d'amélioration des pratiques et vise d'une part à évaluer la résilience des sols après le tassement,

et d'autre part à proposer une méthode d'évaluation de la compaction à partir de données LIDAR aéroportées. Après une revue bibliographique des causes et conséquences de la compaction des sols par les engins lourds, cette recherche sera présentée sous forme de 3 publications scientifiques puis l'ensemble des résultats seront discutés dans un dernier chapitre. Ce manuscrit comporte 2 annexes, le premier est une annexe qui explique les différents protocoles expérimentaux présentés dans les articles, et la deuxième présente des données brutes résultants des différentes études de la thèse.

I. Revue bibliographique

I.1 Processus de la compaction

Le passage des engins forestiers exerce une force de pression sur le sol qui aboutit au réarrangement de ses grains résultant en une densification, connue sous le nom de tassement ou de compaction du sol (Ampoorter *et al.*, 2010; Hillel, 2004a). Sous l'effet de cette pression exercée, les grains du sol se déplacent, horizontalement et verticalement, conduisant à la formation des ornières (Cambi *et al.*, 2015; Haas *et al.*, 2016; Hemmat & Adamchuk, 2008). Cette pression est une force qui dépasse la portance du sol en compressant les espaces structuraux vides (figure2), ce qui se traduit par la compaction, qui peut atteindre des niveaux irréversibles (Hillel, 2004a). Plus précisément, le tassement du sol est la déstructuration par la destruction de sa bioporosité (Bottinelli *et al.*, 2014b). La compression de la bioporosité amène à chasser l'eau vers les cavités aériennes (micropores) et aboutit à la séquestration de l'humidité et à la réduction de l'aération vers l'anoxie (figure 2) (Bottinelli *et al.*, 2014b; Frey *et al.*, 2009; Gaertig *et al.*, 2002; Horn *et al.*, 2004). Le tassement se traduit directement par l'augmentation de la densité apparente du sol, qui forme l'indice majeur de la compaction (Ampoorter *et al.*, 2010). Ainsi, la résistance du sol augmente, amenant à l'augmentation de résistance à la pénétration, qui joue un rôle très important dans la détermination de la pénétrabilité des racines et la limitation de la formation du système racinaire (Batey, 2009; Hillel, 2004a; Vaz & Hopmans, 2001). Plusieurs facteurs régissent l'effet du tassement et le degré de compacité : 1) les propriétés physicochimiques du sol, la texture, et l'humidité. 2) l'interaction entre l'engin et la surface du sol, déterminée par la masse et le type de l'engin d'une part, et d'autre part la fréquence de passages (Ampoorter *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2015).

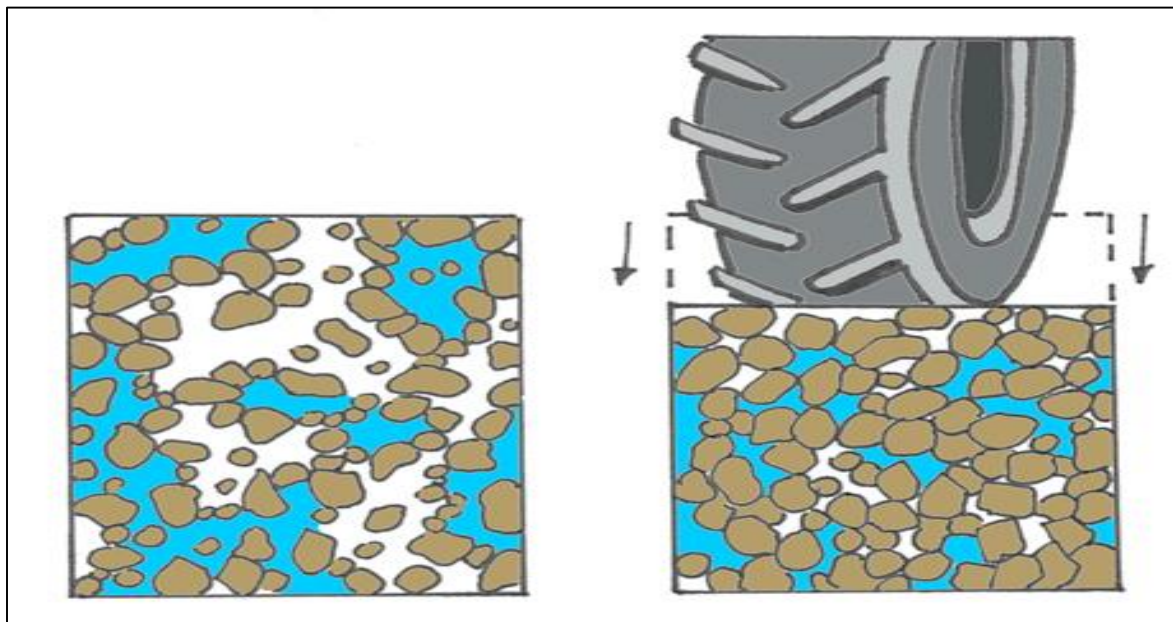


Figure I.1: compression de la porosité du sol par le passage des engins. La densification des grains du sol sous l'effet de la pression exercée par le passage de l'engin, et la séquestration de l'humidité dans les micropores. De même, le volume du sol diminue (déplacement vertical du sol) due à la diminution du volume des cavités vides, et ce qui résulte, avec le déplacement horizontal du sol, dans l'orniérage sur la surface (Source : http://dps.environnement.wallonie.be/files/Document/Fiches/fr/Fiche8_compaction.pdf)

I.2 Pratiques des gestions forestières

I.2.1 Caractéristiques des engins forestiers et des pratiques de gestion forestière

Les engins utilisés dans les opérations forestières pèsent entre 5 et 40 Tonnes. Outre leur poids, l'interaction entre la surface du sol et l'engin est le premier déterminant de l'effet du tassement (Cambi *et al.*, 2015). En plus du type du sol, cette interaction, qui varie suivant le type du véhicule utilisé, fait varier la surface de contact avec le sol, qui à son tour détermine le degré de compactage du sol (Cambi *et al.*, 2015). L'augmentation de la surface de contact entre la masse compressant et le sol fait diminuer la dégradation issue de la compaction (Hillel, 2004a; Horn *et al.*, 2004). Les

machines utilisées dans les opérations sylvicoles sont soit des tracks, soit des véhicules pneumatiques. Concernant les engins pneumatiques, l'augmentation du nombre des pneus conduit à diminuer la surface de contact et par suite la pression sur le sol (Bygdén *et al.*, 2003; Sakai *et al.*, 2008). Comme exemple, l'utilisation des machines à 8 roues à la place de celles à 6 a montré une diminution de 25% de l'effet sur le sol (Augoyard *et al.*, 2017). En outre, la taille des pneus et leurs états de gonflage affectent significativement la surface de contact. D'ailleurs, les roues de grosse taille et avec un gonflage moins important peuvent amener à une large surface de pression sur le sol (Cambi *et al.*, 2015). Si l'augmentation de la taille et du nombre des pneus peut diminuer la compaction et l'orniérage, le nombre de passages a également un rôle important (Sakai *et al.*, 2008). Le multi-passage sur la même voie du véhicule provoque des niveaux irréversibles du tassement, mais ceux-ci sont déjà très importants dès les premiers passages (Ampoorter *et al.*, 2010; Brais & Camiré, 1998; Sakai *et al.*, 2008). Les machines considérablement légères (d'une masse inférieure à 10 tonnes) montrent un influence moins important que les machines lourdes (supérieur à 20 tonnes) (Ampoorter *et al.*, 2009). Par contre, le chargement en bois conduit significativement à augmenter l'impact de compaction en augmentant le poids et par suite la pression sur le sol (Sakai *et al.*, 2008). D'autre part, l'utilisation des tracks à la places des engins pneumatiques contribue à augmenter la surface de contact avec le sol (Alakukku *et al.*, 2003). Bygdén *et al.* (2003) ont montré une diminution de 40% de l'orniérage et de 10% de la compaction en comparant l'utilisation des tracks par rapport aux engins pneumatiques. Cet avantage des tracks sur les pneus persiste même si les engins sont légers avec de larges pneus contribuant à élargir la surface de contact (Bygdén *et al.*, 2003). Cependant, l'utilisation de l'un ou l'autre de type de véhicule dépend de l'état du terrain, notamment l'humidité, son inclinaison, le type du sol, et l'opération forestière à réaliser (Cambi *et al.*, 2015). D'une manière générale, les tracks sont utilisés dans les terrains dans les cas des pentes, tandis que les engins pneumatiques sont préférés dans un terrain plat ou d'une

inclinaison faible (Cambi *et al.*, 2015). Les tracks sont aussi favorisé dans les cas d'un sol très sensible au tassement, et pour les opérations forestières qui déroulent dans une période où l'humidité du sol est élevée (Augoyard *et al.*, 2017). En outre, la différence en degré de contrainte exercée sur le sol entre les tracks et les machines pneumatiques est insuffisamment important dans le cas de passages fréquents (Blunden *et al.*, 1994). Les passages fréquents en aller-retour résultent en durabilité de la pression exercée sur le sol, ce qui conduit à des résultats similaires du tassement quel que soit le type de l'engin (Alakukku *et al.*, 2003). Seulement la réduction de l'état de l'orniérage peut être avantagée par la substitution des machines pneumatiques par des tracks, qui dépend essentiellement de l'accessibilité du terrain (Alakukku *et al.*, 2003; Cambi *et al.*, 2015). D'autre part, la gestion prudente et l'optimisation des pratiques de gestion permet l'exploitation de la forêt et la récolte sans introduire un dommage important à la production de la forêt en endommageant le sol (Grigal, 2000). Par exemple, la mise en œuvre des lignes de cloisonnement, comme des chemins fixes pour le passage des engins durant la vie du peuplement, a un but essentiel de minimiser la surface endommagée du sol (Augoyard *et al.*, 2017). Wang *et al.* (2007) ont rapporté que les changements au sol par l'implémentation des lignes de cloisonnements sont, effectivement, les changements liés au tassement initial par la création, ce qui rend la dégradation assez locale en respectant ces passages permanents. En plus, il est important de définir un seuil de profondeur des ornières, et par suite suspendre le passage si la profondeur dépasse le seuil (Augoyard *et al.*, 2017). D'autres pratiques sont aussi importantes pour limiter la dégradation par le passage intensif, comme l'utilisation des engins à câble mât aérien pour le débardage de bois, où la compaction du sol sera considérablement réduite (Wang *et al.*, 2007).

I.2.2 L'orniérage

Le stress mécanique transmis au sol par le passage des engins génère une vibration qui conduit au déplacement vertical et horizontal du sol (Horn *et al.*, 2007). Ce déplacement produit une déformation du corps du sol qui apparaît par l'enfoncement du sol appelé orniérage (figure 6) (Horn *et al.*, 2007).



Figure I.2: : orniérage du sol forestier causé par la récolte du bois durant une opération forestière. a. Photo capturée par Winsconsin DNR (Source : Tenenbaum, 2014), b. Photo capturée au Cairngorms National Park - Scotland (Source : Watson, 2012)

Selon l'intensité de la contrainte exercée, les ornières peuvent avoir quelques dizaines de centimètres en profondeur dans les cas d'une compaction intensive (Pierzchała *et al.*, 2016). L'eau s'accumule dans les canaux néoformés, et aboutit à la prolifération d'espèces herbacées des milieux humides. Celles-ci vont entrer en compétition avec les espèces autochtones (Godefroid *et al.*, 2005; Godefroid & Koedam, 2004a). D'autre part, les ornières peuvent constituer des couloirs de ruissellement. Cela provoque l'érosion du sol, surtout dans les cas des pentes importantes, conduisant à endommager la maintenance et la régénération de la forêt (Ampoorter *et al.*, 2010; Kozłowski, 1999). De plus, l'orniérage favorise la transmission des pathogènes fongiques, mais aussi le cas échéant celui des métaux lourds conduisant à l'intoxication du sol en plus des effets dégradants produits par le tassement (De Wit *et al.*, 2014; Eklöf *et al.*, 2014; Thor & Stenlid, 2005).

Les facteurs qui contrôlent le degré de compacité sont les mêmes qui contrôlent l'impact de l'orniérage. Autrement dit, l'orniérage sera plus aigu avec : l'augmentation de l'humidité relative du sol, l'augmentation en inclinaison, la diminution en surface de contact véhicule-sol, la texture du sol plus fine, l'intensité de passage, le poids de la machine, le type de la machine, le système de la récolte utilisé dans l'opération forestière (Cambi *et al.*, 2015).

I.2.3 Télédétection du risque d'orniérage et d'impact de la compaction

L'orniérage et la compaction du sol sont évalués, habituellement, par les mesures des paramètres associant sur le terrain. Par exemple la mesure de la profondeur des ornières, ou les paramètres d'évaluation de la compaction qui décrivent la dégradation physique et biologique du sol suivant la compaction. Par contre, ces mesures n'économisent pas le temps et l'effort demandé pour les réaliser (Koreň *et al.*, 2015; Salmivaara *et al.*, 2018). Par conséquent, l'utilisation de la télédétection peut être désignée comme un alternative sérieuse pour évaluer l'orniérage et l'impact de la compaction par suite (Haas *et al.*, 2016). Récemment, quelques études ont rapporté l'efficacité de l'utilisation de la photogrammétrie de haute résolution pour évaluer l'orniérage et la compaction (Cambi *et al.*, 2018a; Haas *et al.*, 2016; Pierzchała *et al.*, 2016). Une forte corrélation entre la mesure manuelle de l'orniérage et l'estimation rapportée par la photogrammétrie est trouvée (Marra *et al.*, 2018). Talbot *et al.* (2018) ont proposé une méthode de photogrammétrie en utilisant un véhicule aérien sans équipage pour évaluer la sévérité de l'orniérage. Cependant, un inconvénient majeur s'accompagne avec la technique de photogrammétrie concernant les conditions d'utilisation (Salmivaara *et al.*, 2018). La photogrammétrie n'est applicable que dans des conditions de luminosité importante et convenable, et la présence des objets de réflexion (ex. l'eau dans les ornières) influence négativement l'exactitude des images de la photogrammétrie (Marra *et al.*,

2018; Salmivaara *et al.*, 2018). D'où le LIDAR (Light Detection and Ranging) se présente comme une technique de télédétection plus pertinente et applicable (Koreň *et al.*, 2015; Salmivaara *et al.*, 2018). Le LIDAR est une technique de télédétection qui peut générer une cartographie, verticale et horizontale, de haute résolution de la surface en trois dimensions qui représente très précisément cette surface en cohérence forte entre l'espace et le temps (Anderson *et al.*, 2010; Wehr & Lohr, 1999). Le LIDAR s'appuie sur l'émission/réception à haute fréquence d'un faisceau laser à partir d'une source aéroportée ou terrestre (Hopkinson *et al.*, 2004). Il conduit à l'acquisition de données tridimensionnelles à haute résolution, depuis le haut de la canopée jusqu'au sol. Le traitement algorithmique des données de LIDAR donne une cartographie tridimensionnelle et précise de la canopée et de la topographie de la surface (Lefsky *et al.*, 2002). Ceci permet d'obtenir par exemple, une cartographie de haute résolution de l'élévation végétale et de sa structure, permettant l'estimation de la biomasse dans différentes conditions écosystémiques (Koreň *et al.*, 2015; Lefsky *et al.*, 2002). En addition, les données au sol fournissent, même dans des conditions de couverture végétale condensée dans la forêt, un modèle numérique du terrain (MNT) ou bien DEM (Digital Elevation Model) (Andersen *et al.*, 2005; Koreň *et al.*, 2015; Lefsky *et al.*, 2002; Tenenbaum *et al.*, 2006). Les MNT dérivés du scanning LIDAR forment une source très importante pour la topographie et la microtopographie qui résulte de l'orniérage du sol (Koreň *et al.*, 2015). Koreň *et al.* (2015) ont étudié l'orniérage du sol en comparaison entre les MNT de haut résolution (1 m), générés par un LIDAR terrestre, avant et après le passage d'engins, et ils ont trouvé que cette technique peut remplacer, avec succès, les mesures manuelles de l'orniérage. Salmivaara *et al.* (2018) parviennent à la même conclusion, tandis qu'ils ont essayé d'économiser le coût élevé rapporté pour cette technologie en installant les LIDAR sur les machines elles-mêmes. Ces derniers auteurs ont étudié des LIDAR terrestres à une résolution moins importante (10-20m) que Koreň *et al.* (2015). Par contre, les deux études ont rapporté une complexité concernant une collection

suffisante des données grâce aux caractéristiques du terrain. Le LIDAR aéroporté (figure I.3) est la technique de LIDAR le plus adoptée et convenable pour les études de la surveillance d'un écosystème forestier (Lefsky *et al.*, 2002). Il est constitué de trois dispositifs, dont le scanner laser, le système de positionnement de l'orientation (POS) réalisé par un GPS intégré et l'unité de mesure inertielle (UMI) (Lefsky *et al.*, 2002; Wehr & Lohr, 1999). Le LIDAR est largement utilisé sous différentes résolutions pour les études concernant la canopée et la couverture végétale (ex. Andersen *et al.*, 2005; Erdody & Moskal, 2010; Zhao *et al.*, 2013).

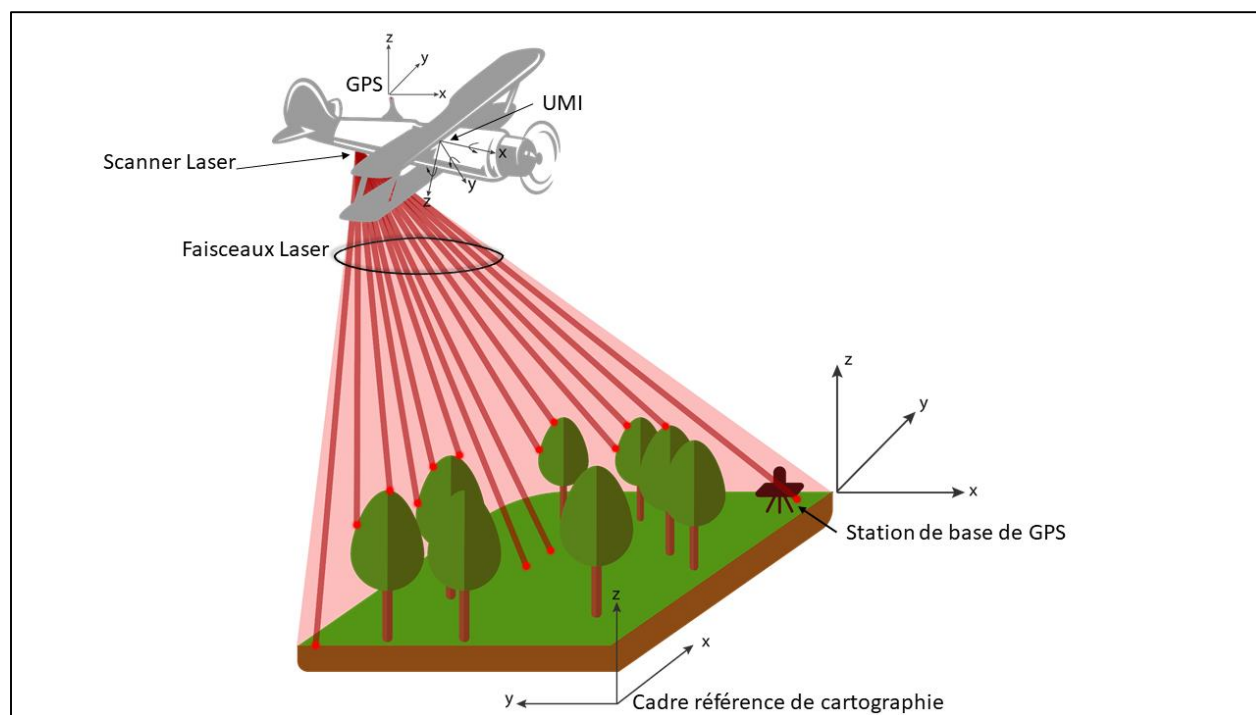


Figure I.3: Scanning de la forêt par le LIDAR aéroporté.

Malgré l'efficacité du LIDAR aéroporté en fournissant une grande quantité de données, cette technique a rarement été utilisée pour des études évaluant l'orniérage et les opérations forestières. Pour une grande surface, un LIDAR aéroporté est beaucoup plus avantageux qu'un LIDAR terrestre, pour des raisons d'accessibilité et d'efficacité du scanning (Lefsky *et al.*, 2002). d'Oliveira *et al.* (2012) ont réussi à cartographier les déformations de la surface après les pratiques opératoires de récolte dans un site forestier, en utilisant les MNT résultant d'un LIDAR aéroporté.

Aussi, cette technique présente un succès important pour estimer la dégradation en biomasse aérienne de la forêt sous l'effet des opérations forestières qui introduisent la compaction du sol (Andersen *et al.*, 2014; d'Oliveira *et al.*, 2012). La méthodologie utilisée dans ces dernières études a cependant souligné un coût élevé concernant l'acquisition des données (Andersen *et al.*, 2014; d'Oliveira *et al.*, 2012). D'autre part, en utilisant le LIDAR aéroporté, Slesak & Kaebisch (2016) ont réussi à montrer l'impact à long-terme de la compaction sur la productivité des forêts en étudiant la dégradation en hauteur moyenne de la végétation avant et après les activités de la récolte. En outre, Niemi *et al.* (2017) ont montré la potentialité d'utiliser les MNT dérivés du LIDAR aéroporté pour évaluer les dommages du sol résultant de l'orniérage et la compaction par le passage des engins. Par conséquent, l'exploitation des MNT du LIDAR aéroporté est une technologie prometteuse afin d'améliorer la gestion forestière (Niemi *et al.*, 2017).

I.3 Dégradation des propriétés physiques du sol

I.3.1 Réduction de la porosité et déstructuration

La structure du sol désigne l'organisation des particules élémentaires en agrégats à différentes échelles (Duiker *et al.*, 2003; Rampazzo *et al.*, 1998). La structuration résulte de différents mécanismes physiques et biologiques (Six *et al.*, 2000). Les mécanismes d'humectation/dessiccation ou gel/dégel sont les principaux mécanismes abiotiques de la structuration du sol, mais la fragmentation peut également avoir une cause biologique (fragmentation par les racines par exemple). D'autre part, l'activité biologique aide à la construction d'agrégats par la création de liants ou ciments organiques comme les hyphes mycéliens ou les mucus microbiens (Rillig & Mummey, 2006), par l'agglomération de particules

minérales autour de leurs déjections ou de leurs œufs (Maaß *et al.*, 2015), ou encore par le rejet de matières organiques et minérales étroitement associées dans le cas des turricules de vers de terre (Römbke *et al.*, 2005). Cette structuration résultant de mécanismes complexes assure l'existence des cavités poreuses de différentes tailles que sont les macropores (biopores) ($>30 \mu\text{m}$) et les micropores (Dalal & Bridge, 1996). La portance du sol correspond à la contrainte mécanique maximale que le sol peut supporter sans déformation de sa structure (Hillel, 2004a). Elle dépend essentiellement de la teneur en argile et de l'humidité fournies par l'état de la porosité (Bronick & Lal, 2005; Hillel, 2004a, 2004b). la compaction conduit à une altération de l'arrangement spatial des constituants du sol et donc à une altération de la structure par compression des biopores et destruction de la connectivité (Bottinelli *et al.*, 2014b; Frey *et al.*, 2009; Hamza & Anderson, 2005; Herbauts *et al.*, 1996).

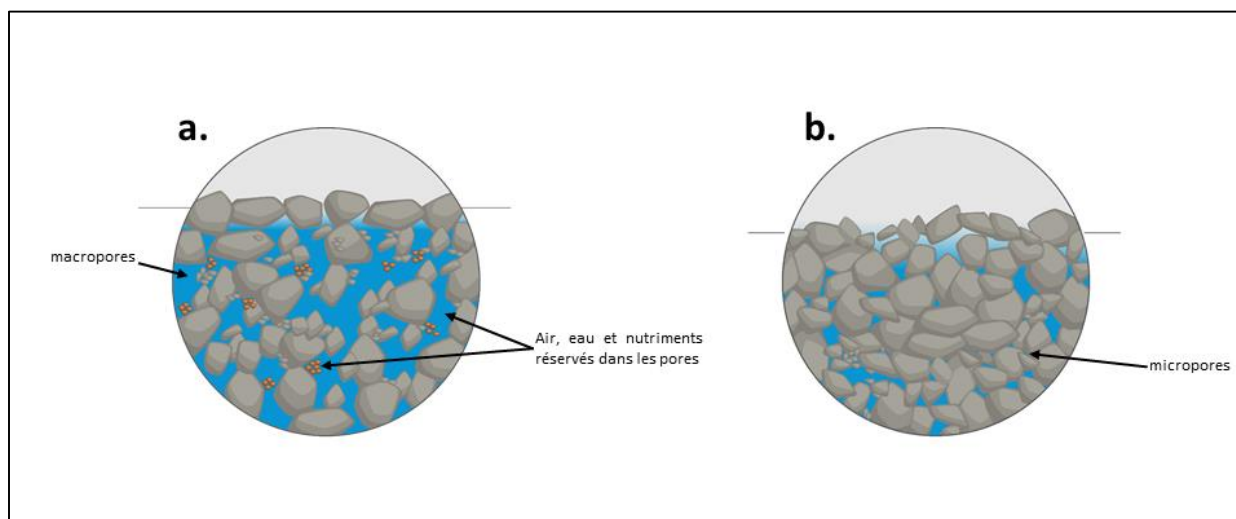


Figure 1.4: La réduction de la porosité par le tassement. a. un sol bien structuré qui présente des cavités vides entre ses particules assurant la porosité (macro et micro), b. un sol compacté où les particules sont serrées réduisant la bioporosité et aboutit à la restriction des cavités de réserve nutritive et sa disponibilité. (Source : modifiée à partir du <http://duraroot.com/2017/01/soil-compaction-effects-soil-moisture/>).

L'application d'une contrainte par le passage des engins conduit à la réduction significative de la porosité totale du sol, cette réduction devient plus grave en passage intensif des engins (Solgi *et al.*, 2016). La réduction de la porosité totale du sol est due essentiellement à la réduction de la

macroporosité (Frey *et al.*, 2011; Richard *et al.*, 2001; Solgi *et al.*, 2016). Cette réduction peut dépasser 60% (Capowiez *et al.*, 2009a; Frey *et al.*, 2011). Dans une moindre mesure, la microporosité est aussi réduite suite à la compaction dans les couches superficielles du sol (Herbauts *et al.*, 1996). Les changements subis par les macro et les micropores dépendent du type du sol, tandis que la connectivité entre eux est toujours affectée (Alaoui & Helbling, 2006). Par conséquent, la structure bien aérée et qui permet l'échange gazeux avec l'extérieur et l'infiltration de l'eau, se transforme en une structure cimentée, résistante et inappropriée pour la croissance (Cambi *et al.*, 2015; Hemmat & Adamchuk, 2008). En addition, l'altération de l'agrégation par le tassement amène à la dégradation des processus biochimiques dans le sol, et ce qu'on définit par la dégradation de la qualité biologique du sol (Hamza & Anderson, 2005).

I.3.2 Évaluation de la compaction par la densité apparente

La densité apparente forme l'indice principal de la compaction du sol, puisqu'elle désigne la capacité de portance du sol et indique l'état de la porosité totale (Hillel, 2004a). Par suite, un sol forestier non perturbé par une charge compressant possède une densité apparente faible et une porosité élevée (Froehlich *et al.*, 1985). Très antérieurement, Froehlich (1979) et Mace (1971) ont rapporté une augmentation significative de la densité apparente du sol due au tassement par les passages des engins lourds. En étudiant l'impact du tassement sur le sol forestier, plusieurs études ont trouvé l'augmentation de la densité apparente comme résultat direct dans différents types de sols (Cambi *et al.*, 2015). Brais & Camiré (1998) ont rapporté une augmentation de la densité apparente de 11% dans les premiers 10 cm et de 8% dans la couche de 10-20 cm. Ces résultats correspondent au comportement médian d'un jeu de données incluant deux textures de sol (fine et modérée) et plusieurs modalités de nombres de passages d'engins (Brais & Camiré, 1998). Ampoorter *et al.* (2012) ont combiné des résultats de plusieurs études, dans différents milieux

forestiers, depuis 1955 jusqu'à 2007, concernant la réponse de la densité apparente à la compaction. La méta-analyse réalisée a montré que l'impact du tassement diminue de la surface vers les strates profondes, en remarquant l'effet le plus élevé du premier passage. Ils ont mentionné l'augmentation de 15% de la densité apparente comme indice de compaction (Ampoorter *et al.*, 2012). Des nombreuses études ont trouvé que la texture du sol affecte la réponse de la densité apparente au tassement, où l'augmentation devient plus importante quand le sol est de texture plus fine (Ampoorter *et al.*, 2012; Page-Dumroese *et al.*, 2006b). De plus, la densification résultant de l'augmentation de la densité apparente fait augmenter obligatoirement la capacité de portance du sol. Par exemple l'augmentation d'un niveau de 11%, cité au-dessus d'après l'étude de Brais & Camiré (1998), était reflétée par une augmentation de plus de 100% de la portance initiale. La portance du sol est sa puissance à résister contre les déformations extérieures (Bronick & Lal, 2005; Hillel, 2004a). D'autre part, l'augmentation de cette résistance affecte le développement des racines, qui à son tour affecte la biomasse aérienne des plantes (Cambi *et al.*, 2018b; Masle & Passioura, 1987).

I.3.3 Évaluation de la compaction par la résistance à la pénétration

La résistance à la pénétration est définie comme une mesure physique de la résistance du sol à la pénétration verticale (Vaz & Hopmans, 2001). Elle traduit l'état de compactage du sol (Ampoorter *et al.*, 2010; Godefroid & Koedam, 2004b; Solgi *et al.*, 2016). Ce critère indique la pénétrabilité des racines de plante (figure 4), ainsi que l'amplitude de l'infiltration de fluide de l'extérieur (Alakukku *et al.*, 2003; Panayiotopoulos & Papadopoulou, 1994; Vaz & Hopmans, 2001). La résistance à la pénétration montre une faible variabilité spatiale mais dépend très fortement des conditions d'humidité du sol lors de la mesure (Alakukku *et al.*, 2003; Goutal, 2012). La résistance à la pénétration et la densité apparente sont fortement corrélées, quel que soit le type et la texture

du sol, par suite elles sont connues comme indicateurs de l'ampleur de la compaction (Ampoorter *et al.*, 2010; Goutal, 2012). Comme la densité apparente, la résistance à la pénétration augmente directement par le tassement (Ampoorter *et al.*, 2010). La résistance à la pénétration augmente avec l'augmentation du poids de la machine utilisée, ainsi que l'intensité du passage (Ampoorter *et al.*, 2010). Ampoorter *et al.* (2010) ont trouvé qu'après cinq passages des machines lourdes, le sol atteint un niveau maximal de la résistance à la pénétration qui peut s'étendre de 70% à 100% plus grande que la résistance à la pénétration initiale. Similairement, Alakukku (1996) a remarqué une résistance à la pénétration de 22-26% plus élevée dans les traces des engins que dans des sols non perturbés. Ce dernier était obtenu après quatre passages d'engins et les mesures ont été effectuées dans des sols fins humides non saturés (Alakukku, 1996). L'augmentation de la résistance à la pénétration, suite à la compaction, est toujours trouvée quel que soient les conditions de sol. De même, sa persistance pour une longue durée a souvent été décrite (e.g. Brais & Camiré, 1998; Ebeling *et al.*, 2016; Greacen & Sands, 1980; Page-Dumroese *et al.*, 2006b).

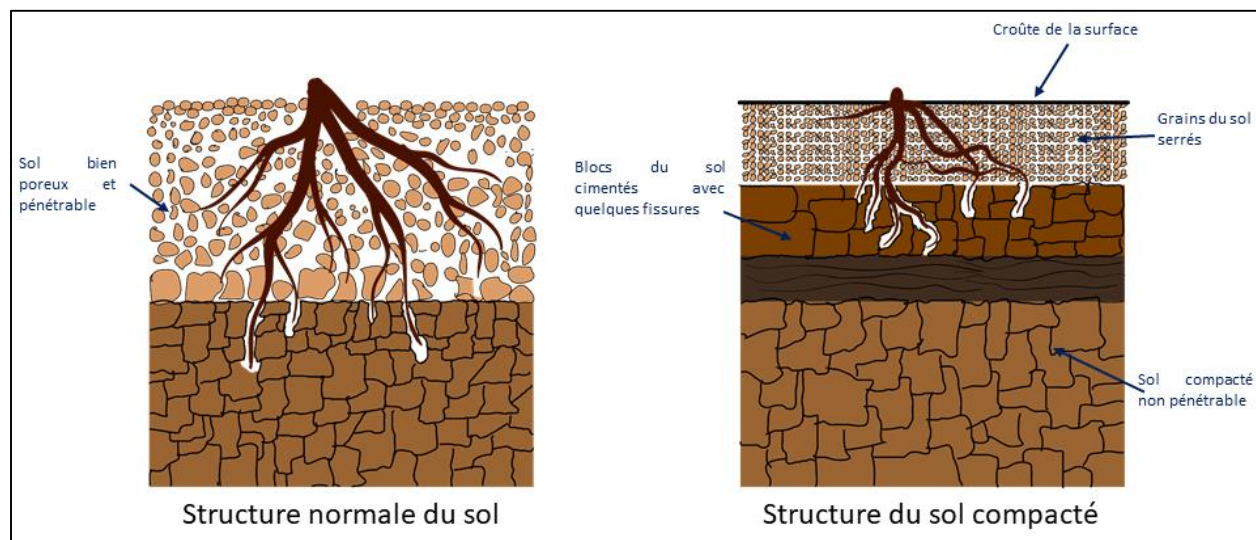


Figure 1.5: La déstructuration du sol par le réarrangement des particules et la cimentation du corps du sol suite à la compaction. La réduction de la porosité et l'augmentation de la densité apparente, qui augmentent la résistance à la pénétration et réduisent la pénétrabilité des racines.

I.4 Dégradation de la qualité biologique

I.4.1 Préface

La qualité du sol est définie comme le regroupement de la biodiversité du sol et les dynamiques biologiques, assurées par les organismes vivants, qui font partie du fonctionnement global du sol (Bastida *et al.*, 2008). Par suite, un indicateur de la qualité biologique du sol est un paramètre qui peut décrire son aptitude à accomplir un ou plusieurs fonctions (Acton & Padbury, 1993). Grâce aux descriptions des dynamiques vitales du sol, Les indicateurs biologiques peuvent être classifiés comme les indicateurs les plus sensibles aux changements et perturbations du sol (Bastida *et al.*, 2008). La mesure de la densité apparente et la résistance à la pénétration peuvent décrire l'état physique du sol. Par contre, l'étude des changements biologiques est nécessaire pour bien comprendre la structuration du sol provenant de l'effet de la compaction et les mécanismes ou dynamiques de la régénération naturelle (Ebeling *et al.*, 2016). L'impact essentiel qui suit la réduction des espaces poreux par la compaction du sol est le blocage du dynamisme de l'infiltration hydrique et d'aération, ce qui impose au sol un stress hydrique et respiratoire (Ampoorter *et al.*, 2010; Gaertig *et al.*, 2002; Horn *et al.*, 2004; Linn & Doran, 1984; Servadio *et al.*, 2001). Cette altération de performance de respiration et de drainage du sol conduit à plusieurs dégradations concernant le dynamisme biochimique dans le sol, déclenché par la déficience en Oxygène et l'accumulation en dioxyde de Carbone (Ebeling *et al.*, 2016; Herbauts *et al.*, 1996; Schumacher & Smucker, 1981).

I.4.2 Les microorganismes

Un rôle très important est joué par les microorganismes dans l’approvisionnement des nutriments dans le sol. mais la biomasse microbienne sera altérée par le microclimat anoxique et l’augmentation de l’humidité résultants du tassement (Frey *et al.*, 2009). Aussi, le tassement affecte indirectement la performance microbienne par l’altération des microarthropodes (Lussenhop, 1992). Les microbes du sol sont les responsables de plusieurs processus dans les cycles biogéochimiques qui à leur tour assurent le fonctionnement écologique de l’écosystème (Balser & Firestone, 2005). Parmi ces processus, on peut citer la nitrification et la dénitrification, ainsi que la minéralisation du carbone qui ont des conséquences sur le potentiel d’assimilation et d’alimentation par les plantes (Binkley & Fisher, 2013). Par conséquent, la réponse de la microbiologie du sol peut bien décrire les changements dus aux changements environnementaux dans l’écosystème (Balser & Firestone, 2005). Il était remarqué la réduction de la biomasse microbienne jusqu’à une profondeur de 20 cm due à la compaction (Frey *et al.*, 2009). Cet interval de profondeur du sol est désigné comme le plus actif biologiquement et le plus sensible au tassement à la fois (Godefroid & Koedam, 2004b). Effectivement, l’accumulation en dioxyde de carbone et la déficience en dioxygène dans le sol conduit à la transformation des bactéries anaérobies facultatives en respiration anaérobie et à la stimulation des bactéries obligatoirement anaérobies (Schnurr-Pütz *et al.*, 2006). Ce qui aboutit à la dominance anaérobie de l’écosystème édaphique, dans lequel les consommateurs du Fer sont les plus abondants (Schnurr-Pütz *et al.*, 2006). Ces organismes substituent l’Oxygène par le Fer, le Nitrate et le Sulfate, comme accepteur des électrons, et par conséquent, consomme ces éléments essentiels du sol en intensifiant les impacts réductifs du tassement (Herbauts *et al.*, 1996; Miller *et al.*, 2004). Par conséquent, cette transformation en respiration se traduit par de l’hydromorphie qui apparait par les traces d’oxydes de Fer et de

Manganèse, et par la décoloration de la matrice du sol (Pollet, 2009). Parmi les organismes anaérobies qui prédominent dans le sol suivant le tassement, les réducteurs de Fe sont les plus abondants (Schnurr-Pütz *et al.*, 2006). Puisque ces organismes sont consommateurs de protons le pH peut être augmenté par l'effet de la compaction (Schnurr-Pütz *et al.*, 2006; Ste-Marie & Paré, 1999). D'autre part, l'anaérobiose et l'augmentation en humidité relative du sol peuvent entraîner des risques d'intoxication des organismes vivants dans le sol, ou de pathogénie fongique dans le système racinaire (Herbauts *et al.*, 1996; Pollet, 2009; Thor & Stenlid, 2005). Un autre effet général et indirect par la destruction de la microbiologie du sol sur l'écosystème de la forêt est l'augmentation de l'émission des gaz à effet de serre (Teepe *et al.*, 2004).

I.4.3 La faune

Les vers de terre jouent un rôle ultimement important dans la structuration du sol en deux manières : i) la création des cavités par leurs mouvements (verticalement et horizontalement) (Brown, 1995) ; et ii) la décomposition des matières organiques, qui a un effet crucial en faisant le lien entre le composant organique et le composant inorganique aboutissant à la stabilisation de la structure (Whalley *et al.*, 1995b). Le tassement du sol réduit la diversité et l'abondance de vers de terre, ainsi que leur dynamisme biologique, due à l'effet de l'écrasement par le stress mécanique (Buck *et al.*, 2000; Kretschmar, 1991; Langmaack *et al.*, 1999). L'interaction microarthropodes-vers de terre est un facteur clé derrière la décomposition des litières et la biodisponibilité des éléments essentiels dans le sol, favorisant aussi l'abondance et l'activité des autres organismes (Adejuyigbe *et al.*, 2006). Les microarthropodes jouent un rôle moteur dans la distribution et l'abondance des organismes fongiques, et ils stimulent le métabolisme microbien, ce qui amplifie les mécanismes de minéralisation et la biodisponibilité des nutriments (Lussenhop, 1992). Les microarthropodes influencent significativement la formation des matières organiques du sol dans les différents

niveaux trophiques édaphiques (Soong & Nielsen, 2016). Ainsi, ils participent indirectement à la formation des agrégats du sol, et donc à sa structuration, ce qui les rends vulnérables au tassement par les pratiques de gestion forestière (Maaß *et al.*, 2015). En se basant sur l'importance de microarthropodes dans la détermination de la qualité biologique du sol, l'indice QBS-ar (Qualité Biologique des Sols-Arthropodes) a été créé à partir de l'indice morphologique de ses groupes (EMI : Eco-Morphological index) (Parisi *et al.*, 2005). Menta *et al.*, 2018 ont montré que le QBS-ar est négativement et fortement corrélé à la densité apparente. Dans une autre étude, Blasi *et al.* (2013) ont trouvé une réduction jusque 13% de la biodiversité des microarthropodes après plusieurs passages d'engins. De la même façon, Galli *et al.* (2015) ont montré la chute de diversité des microarthropodes après le tassement résultant du piétinement. Outre la diversité, le tassement réduit également l'abondance de ces organismes (Belnap, 1995; Lindo & Visser, 2004).

I.4.4 Le développement de la végétation

Concernant la productivité végétale, plusieurs études ont montré sa restriction dans l'écosystème due à la compaction. Le pouvoir de germination et le semis des plantes locales de l'écosystème sera affecté hautement par un tassement intensif (Cambi *et al.*, 2017, 2018b; Vora, 1988). Ce résultat est trouvé accompagné avec une chute en taux de la photosynthèse dans divers types de peuplements forestiers (Cambi *et al.*, 2017). L'effet de la compaction a un effet direct sur l'enracinement et le pouvoir d'assimilation par les racines, ce qui se poursuit sur la totalité de la plante (Kozlowski, 1999; Masle & Passioura, 1987). La compaction réduit le développement des racines, ainsi que l'élongation et la régénération, surtout les racines fines et moyennes (Cambi *et al.*, 2017; Ezzati & Najafi, 2010; Taylor & Brar, 1991). Au-delà de leur mort induite par le stress mécanique, les nouvelles racines ne peuvent pas réussir à casser le sol bien compacté (Dominati *et al.*, 2010; Greacen & Oh, 1972). Par conséquent, la densité des racines sera réduite et le taux de la

régénération naturelle sera restreint (Ezzati & Najafi, 2010; Waltert *et al.*, 2002). En étudiant 36 sites forestiers en Allemagne, Gaertig *et al.* (2002) ont trouvé une déficience dans le taux de l'aération accompagnée par la diminution de la diffusion gazeuse et l'augmentation de l'accumulation de dioxyde de carbone. Une corrélation positive est également trouvée entre la densité en racines fines et la diffusion des gaz dans les couches arables des sols (Gaertig *et al.*, 2002). Viswanathan *et al.* (2011) ont prouvé l'effet réductif de l'accumulation de dioxyde de carbone sur la performance de croissance des racines. La croissance des racines est limitée par une résistance à la pénétration assez importante, à partir de 2000 KPa et elle peut être réduite complètement à partir de 3000 KPa (Greacen & Sands, 1980; Whalley *et al.*, 1995b). Ces niveaux élevés de la résistance à la pénétration résultent directement du passage de machines lourdes (Ampoorter *et al.*, 2010). En général, d'après les études qui ont examiné l'impact du tassement sur l'enracinement, les facteurs de limitation de la croissance des racines peuvent être simplifiés en : 1) le stress mécanique, 2) la limitation en alimentation, et 3) l'infection et l'asphyxie (Arocena, 2000; Greacen & Oh, 1972; Greacen & Sands, 1980; Hamza & Anderson, 2005; Husson, 2013; Tardieu, 1994; Taylor & Brar, 1991; Unger & Kaspar, 1994). La dégradation, que subissent les racines, affecte également la biomasse aérienne des plantes (Cambi *et al.*, 2017, 2018b; Masle & Passioura, 1987). Le système racinaire assure une résistance du sol contre des stress biotiques et abiotiques, et par conséquent, La réduction d'enracinement par le tassement altère cette résistance (Whalley *et al.*, 1995b). La compaction du sol peut entraîner une dégradation au niveau de la productivité de la végétation de l'écosystème entier (Slesak & Kaebisch, 2016).

I.4.5 La respiration du sol

La mesure de la performance biologique du sol est bien reflétée par la respiration de la surface du sol. Cette respiration est le flux de dioxyde de carbone résultant de la respiration des organismes vivants dans le sol, ainsi que de la minéralisation des matières organiques (Anderson, 1973; Lloyd & Taylor, 1994; Novara *et al.*, 2012; Raich & Nadelhoffer, 1989). La plus importante partie de cette respiration est accordée à la respiration du système racinaire édaphique qui se concentre dans les couches superficielles (Anderson & Domsch, 1993; Jensen *et al.*, 1996; Lloyd & Taylor, 1994; Schlesinger & Andrews, 2000; Visser & Parkinson, 1992). Le flux de dioxyde de carbone ou le taux de la respiration du sol est un paramètre qui présente une grande variabilité spatiale et saisonnière (Fang *et al.*, 1998). Cette variabilité de la respiration est due à la variabilité de la production végétale dans l'espace (i.e. La différence de la population et l'âge correspondant, la différence en propriétés physico-chimiques du sol...) et durant les saisons (i.e. saison de production, saison de croissance, ou l'influence du climat qui contrôle la photosynthèse) (Fang *et al.*, 1998). L'impact du tassement se caractérise clairement par la réduction de l'infiltration de fluide et l'échange avec l'extérieur (figure 7), ce qui est mesurable par le taux de la respiration à la surface (Goutal *et al.*, 2012b). Une réduction qui peut atteindre 50% du taux de la respiration est constatée dans plusieurs études, dans différentes conditions de l'écosystème (Coulon & Bruand, 1989; Ewel *et al.*, 1986; Goutal *et al.*, 2012b, 2013b; Millikin & Bowden, 1996; Ponder, 2005). L'atmosphère du sol subit un changement crucial par la réduction de l'aération suite à la compaction. Dans un sol non compacté, le flux de dioxygène vers le sol remplace le dioxygène consommé par la respiration (Kozlowski, 1999). Dans le cas d'un sol compacté, la diffusion est bloquée par la réduction de la porosité et la connectivité dans le sol, ce qui conduit à une déficience

drastique de la concentration de dioxygène ainsi qu'à l'accumulation de dioxyde de Carbone (Conlin & van den Driessche, 2000; Goutal *et al.*, 2012b; Kozlowski, 1999).

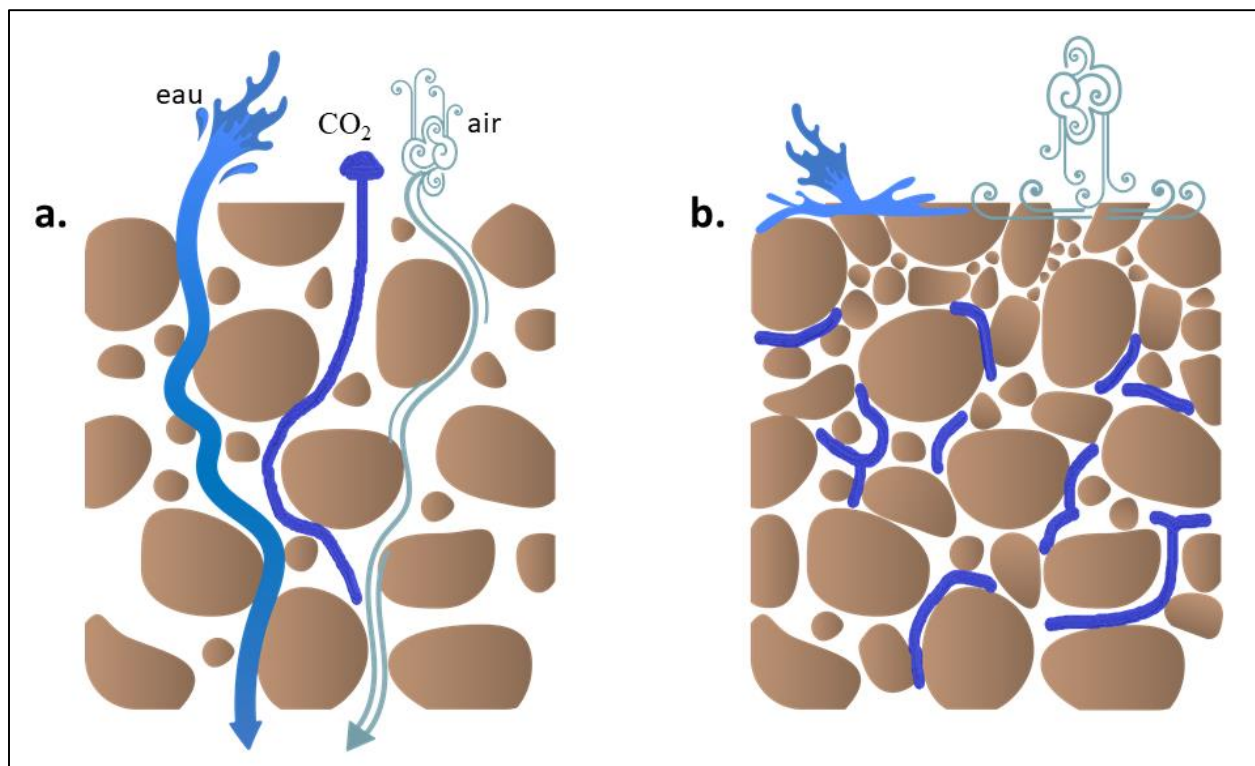


Figure I.6: la réduction de l'infiltration par la compaction. a. un sol bien structuré qui montre un échange avec l'extérieur, où la respiration du sol est montrée par le flux de CO₂ sortant du sol. b. un sol compacté, qui réduit l'échange avec l'extérieur, et aboutit à l'accumulation du CO₂ à l'intérieur du corps du sol. (Source : modifiée à partir d'Andrews (2013)).

I.5 La résilience du sol après le tassement

La résilience du sol est sa capacité à retrouver sa structuration et sa fonctionnalité initiale après le tassement. Les études sur le tassement du sol forestier se focalisent majoritairement sur la dégradation du sol et la destruction de la vie édaphique, tandis que la résilience est beaucoup moins documentée. Une grande partie de la littérature portant sur la résilience rapporte des travaux de surveillance amenant à la régénération à court-terme. Ces mêmes travaux recommandent une surveillance à long-terme (Cambi *et al.*, 2015; Goutal *et al.*, 2012a; Marchi *et al.*, 2014, 2016). La

résilience après le tassement résulte d'une multitude de phénomènes naturels qui se déroulent sous la fluctuation climatique saisonnière (Bottinelli *et al.*, 2014b). Avec le temps après le tassement, des phénomènes physiques naturels comme l'humectation-dessiccation et le gel-dégel se déroulent en conduisant à la régénération d'une partie de la porosité (Bottinelli *et al.*, 2014b; Goutal *et al.*, 2012a; Kardol & Wardle, 2010; Sveistrup *et al.*, 2005). La restructuration du sol commence par la fissuration de ses blocs cimentés sous l'effet des racines dans le sol (Bottinelli *et al.*, 2014b; Mace, 1971; Meyer *et al.*, 2014). Par suite, la faune du sol est stimulée à réaliser et favoriser la décomposition de la litière et les racines mortes, ce qui favorise la résilience (Dorioz *et al.*, 1993; Eviner & Hawkes, 2008; Meyer *et al.*, 2014). La dynamique de la faune, en particulier les vers de terre, agit en favorisant la résilience du sol (Beylich *et al.*, 2010; Capowiez *et al.*, 2009a; Edwards, 2004). Les mécanismes de décomposition contribuent à stimuler les activités des microorganismes pour favoriser encore plus la résilience (Maaß *et al.*, 2015). La résilience est affectée par les facteurs qui déterminent la compacité du sol, parmi lesquelles la texture et le type du sol (Goutal *et al.*, 2012a; Meyer *et al.*, 2014). D'autre part, le maintien d'un certain nombre d'arbres va favoriser la résilience du sol en apportant à la surface une couche de litière qui soutient d'activité des vers de terre et autres décomposeurs (Buck *et al.*, 2000; Meyer *et al.*, 2014). Ce qui permet de dire que les pratiques de gestion peuvent aussi affecter la résilience. La période de la résilience est très contrastée selon les études. Ainsi par exemple, certains auteurs décrivent une bonne résilience des sols à structure sableuse en moins de cinq ans (Mace, 1971; Page-Dumroese *et al.*, 2006b) alors que d'autres au contraire ne constatent aucune amélioration de la structure après cinq années (Croke *et al.*, 2001), voire évoquent une quarantaine d'années de persistance des effets de la compaction (Ebeling *et al.*, 2016). Un effet de la texture sur la résilience est suggéré par les mêmes auteurs qui décrivent une résilience au moins deux fois plus rapide dans un cambisol très riche en argile que dans le sol sableux. Par l'examen de deux sols limoneux pendant trois à quatre ans Goutal *et al.*

(2012) ont montré qu'un taux d'argile plus important pouvait conduire à une régénération plus rapide de la structure du sol compacté par une séquence de gel/dégel. Ainsi, c'est une combinaison de la texture et des conditions climatiques qui conduit à une meilleure résilience. Enfin, il a été montré que l'activité biologique du sol renforce sa capacité de restauration (Bottinelli *et al.*, 2014b).

Par ailleurs, le changement climatique va conduire à une accumulation de la chaleur pour des périodes assez longues dans le sol (Soja *et al.*, 2007). Par conséquent, il est prévu que le rétablissement de la compaction sera de plus en plus lent dans le futur proche, et qu'il formera une problématique plus aigue (Pierzchała *et al.*, 2016).

I.6 Objectifs scientifiques de la thèse

Cette étude participe à la recherche concernant la conservation des écosystèmes forestiers en France. De nos jours, le tassement du sol est un risque qui menace sérieusement l'utilisation durable de l'écosystème. Pour cela, l'objectif essentiel de cette étude ne se limite pas seulement à décrire l'impact du tassement dans la dégradation du sol, mais aussi à examiner la résilience des sols forestiers après le tassement. Le second objectif est de proposer une méthode qui facilite le travail des gestionnaires en surveillant les impacts post-opératoires grâce à la télédétection. Le site d'étude est la forêt domaniale de Compiègne. Cette forêt comporte une diversité importante de sols, présentant des sensibilités aux tassements et des capacités de résilience variés. Les résultats de cette thèse vont être discutés dans trois chapitres (chapitre II, III et IV), chacun est rédigé sous la forme d'un article à publier. Le premier va proposer une méthode de surveillance de la compaction et de l'orniérage, basée sur les données LIDAR. Les deux autres vont interpréter la résilience du sol après le tassement en deux dimensions, physique et biologique.

Dans le premier article (chapitre II) nous allons expliquer la faisabilité de l'utilisation de données LIDAR dans la surveillance de la compaction et de l'orniérage du sol. Le travail sera basé sur les données du levé LIDAR aéroporté réalisé en 2014 par l'ONF. Les MNT du LIDAR seront traités spatialement pour souligner les traces d'orniérage et de compaction. Un indicateur de densité d'orniérage sera proposé et testé sur 321 placettes réparties sur l'ensemble du massif forestier. L'indicateur sera ensuite examiné en fonction des variables environnementales et des pratiques de gestion. Dans un second temps, l'indicateur sera confronté à des relevés floristiques afin d'explorer la relation entre densité d'orniérage et diversité d'une part, puis d'examiner l'occurrence des espèces en fonction de l'orniérage d'autre part.

Concernant la résilience du sol après le tassement, et étant donné les approches utilisées dans des études semblables, l'approche adoptée pour cette étude est une approche de substitution du temps à l'espace à une échelle multi-décennale. Avec cette approche nous pouvons construire une chronoséquence de la résilience du sol en choisissant des traces d'âges différents, issues des différents passages d'engins lourds pendant les décennies passées. Cette étude sera réalisée sur deux types de sols, des Podzols, et des Luvisols. Le choix de ces deux types de sol vise à mettre en évidence des temps de résilience distincts. Notre hypothèse de travail étant que les Podzols seraient moins impactés par la compaction mais que leur résilience serait plus lente du fait de leur faible activité biologique. De l'autre côté, les Luvisols seraient fortement impactés par la compaction du fait de leur texture à dominance limoneuse mais pourraient présenter une meilleure résilience de part une activité biologique plus développée. L'étude sera basée sur la comparaison entre des sols compactés, dans les traces des engins, et des sols non affectés à côté des traces comme contrôles. En se basant sur la différence en régénération entre les différentes propriétés du sol, la résilience du sol sera discutée dans deux chapitres différemment, chapitre III et IV :

- I- Le deuxième article (chapitre III) va discuter la résilience de l'état physique du sol en se basant sur la mesure de la résistance à la pénétration. L'analyse sera réalisée pour un intervalle de profondeur des premiers 30 cm. Cet intervalle est considéré comme le plus affecté par la compaction résultante du passage des engins lourds. Par suite, le but est de trouver ou de prédire la durée nécessaire pour la résilience physique complète de cet intervalle du sol, suivant les résultats de mesure de la résistance à la pénétration.
- II- Le troisième article (chapitre IV) vise à discuter la résilience biologique du sol. Différents critères biologiques et physico-chimiques seront analysés afin d'avoir une conclusion générale sur l'état biologique du sol. Tout d'abord, la respiration du sol sera

étudiée comme un marqueur décrivant l'état biologique global du sol, puisqu'elle résulte de la respiration des organismes vivants, inclus les racines. Deuxièmement, les traces d'hydromorphie et l'enracinement seront décrits de la surface jusqu'à 50 cm de profondeur, puis traités les résultats en une analyse multivariée. Des échantillons du sol sur quatre profondeurs (0-5, 5-10, 20-30, et 40-50 cm) seront prélevés afin d'analyser l'impact du tassement sur le pH du sol, comme un indicateur aux réactions biochimiques, et sa résilience par suite. Finalement l'indicateur de qualité biologique des sols QBS-ar, basé sur l'adaptation au milieu édaphique des micro-arthropodes des sols sera étudié comme un indicateur de l'évolution de qualité biologique de l'habitat avec le temps. Pour des raisons du temps et d'effort requis pour les travaux d'échantillonnage, observation, et comptage des microarthropodes, le QBS-ar sera étudié pour le Luvisol uniquement.

À la fin, les conclusions issues de chaque travail seront discutées ensemble afin de synthétiser une conclusion générale et de proposer les recommandations convenables pour les pratiques opératoires forestières.

II. Surveillance des impacts des opérations forestières avec un indicateur de densité de l'orniérage dérivé de LIDAR aéroporté

Statut : chapitre rédigé sous forme d'un article scientifique. L'article est sous la relecture des co-auteurs avant de le soumettre au « Land Degradation and Development »

Titre : **Assessment of logging operations impact with the Rutting Density indicator derived from airborne LIDAR.**

Auteurs : **Hamza Mohieddine**^{1,2}, Fabien Spicher¹, Boris Brasseur¹, Emilie Gallet-Moron¹, Jonathan Lenoir¹, Ahmad Kobaissi², Jérôme Buridant¹, Hélène Horen^{1,*}.

¹Écologie et Dynamique des Systèmes Anthropisés (EDYSAN) UMR-CNRS 7058, Université de Picardie Jules Verne, 1 Rue des Louvels, Amiens Cedex 80037, France.

²Applied Plant Biotechnologies Laboratory (APBL), Faculty of Science, Lebanese University, Rafic Hariri campus, Hadat, Lebanon.

II.1 Abstract

The use of airborne LIDAR (Light Detection and Ranging) technique in the assessment of the forest soil compaction and rutting was examined. The DEMs (Digital Elevation Models) derived from the LIDAR scanning were treated spatially using the LRM (Local Relief Modelling) technique to highlight the ruts of logging operations. The study was carried out in the forest of Compiègne (Northern-France). A total of 321 plots were taken to create a spatial indicator of rutting, calculating the rutting density (RD). On 45 plots a floristic inventory was performed to study the relationship between RD and herbaceous species occurrence. As results, the LRM improved the rut visualization on the forest surface. Moreover, the best spatial autocorrelation of RD indicator was

detected at 25 m of cell size. In addition, environmental factors that control the logging operation-induced damage had affected significantly the RD. RD, the soil type, and the geological substrate showed significant effects on the occurrence of herbaceous species that are enhanced by compaction and rutting. Among these species, 60% increase with RD. The rest of them showed an unexpected response due to several factors, like nutrient and resource competitions and non-tolerance of compaction. As a conclusion, airborne LIDAR DEMs showed a significant interest to characterize the rutting over large forest area, and they may provide a worthwhile help in forest management.

Keywords: Soil rutting and compaction - Rutting density – Airborne LIDAR DEMs – Spatial pattern- Species response.

II.2 Introduction

Forest operations contribute to the degradation of ecosystem productivity through the soil compaction and rutting (Grigal, 2000). Nowadays, the main challenge in forest management is to meet utilization and conservation of forest services, in order to comply with the sustainable use of natural resources (Cambi *et al.*, 2015). Long-term effect of logging operation, on forest soil, urges the need of measures to reduce the rutting for economical and ethical reasons (Grigal, 2000). Skidding of heavy machines applies a mechanical stress to the soil, exceeding its bear capacity, which leads to the formation of ruts as sunken paths on the surface (Hillel, 2004a; Horn *et al.*, 2007). Moreover, soil structure is disturbed by the reduction of porosity, leading to increase soil strength and penetration resistance (Ampoorter *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2015). Such a structure squeeze , it decreases the gas exchange with the atmosphere and the infiltration of water

(Ampoorter *et al.*, 2010). Structure disturbance of soil by compaction leads to decrease the mineralization activities and to reduce the bioavailability of essential elements, so it reduces soil fertility (Arocena, 2000). In addition, water uptake, oxygen supply, photosynthesis rate, plant seedling and growth, as well as root development are harmed by compaction (Brais, 2001; Cambi *et al.*, 2018b; Greacen & Sands, 1980; Hamza & Anderson, 2005; Pardo *et al.*, 2000). Even the regeneration and the growth of forest overstory vegetation forest are reduced by rutting and compaction (Slesak & Kaebisch, 2016). The degradation severity, as well as the recovery of soil after structure disturbance, depend on many factors, including soil properties, machines characteristics, and tracking frequency (Cambi *et al.*, 2015). Further, recovery durations are known to be long, and the soil may be affected by an irreversible degradation (Ebeling *et al.*, 2016; Goutal *et al.*, 2012a; Meyer *et al.*, 2014). Effect of rutting on the surface contributes to both, increase of surface runoff and accumulation of water in ruts (Haas *et al.*, 2016; Startsev & McNabb, 2009). Hence, soil rutting increases the mobilization of heavy metals and transmission of pathogenic fungi across the root system (Eklöf *et al.*, 2014; Thor & Stenlid, 2005). However, the increase of soil moisture and water accumulation in ruts lead to enhance the occurrence of herbaceous species, which are promoted by high humidity and suitable conditions created by the compaction (Kozlowski, 1999). Those may introduce nutrient competition with the local vegetation, contributing in the reduction of seedling regeneration for them (Kozlowski, 1999). Consequently, some herbs are considered as indicator of soil compaction and rutting, when they are wetland, woodland, or ruderal species (Weltecke & Gaertig, 2011). These species develop in the ruts, or they are enhanced by the conditions created by rutting, compaction, and harvesting (Perry *et al.*, 2008; Weltecke & Gaertig, 2011). Godefroid & Koedam (2004a) have studied the response of understory species to the compaction at large spatial scale, and reported highly significant

enhancement of wetland, woodland, and ruderal species by compaction. Godefroid & Koedam (2004b) evidenced the influence of forest path, involving ruts, to increase the number of ruderal and disturbance indicators species.

Soil compaction and rutting are usually assessed by field measurements. Rutting can be simply measured by depth soil depression, which is awfully labor and time consuming over large surfaces (Koreň *et al.*, 2015). Physical, physicochemical, and biological parameters can describe the degradation of soil after compaction, but also, they require much effort and time to cover a large area. Therefore, there is a strong need to develop a remotely method/indicator, which can be used by forest managers over a full forest area. Recently, numerous studies focused on the effectiveness of the remote sensing techniques in the assessment of soil rutting. Some of them used high resolution photogrammetry to assess the rutting after forest harvesting (Haas *et al.*, 2016; Pierzchała *et al.*, 2016). Cambi *et al.* (2018), in a small study area, reported that the photogrammetry can highly represent the physical disturbance of forest soil obtained by manual measurements. The same technology was used by Marra *et al.* (2018) providing a strong correlation between the manual measurements and the outcomes of the photogrammetry. Talbot *et al.* (2018) proposed a method based on an unmanned aerial vehicle, generating 3D images, to characterize the soil rutting severity, but only applicable on recently clear-cut/harvested patches. Even tough, the photogrammetry is hardly feasible over vast forest area, and it requires suitable light conditions to do not disturb image accuracy that may be disturbed by reflection objects (Marra *et al.*, 2018; Salmivaara *et al.*, 2018). Some studies reported an alternative method using terrestrial LIDAR (Light Detection and Ranging), and they proved its effectiveness to replace manual measurements for rutting evaluation (Koreň *et al.*, 2015; Salmivaara *et al.*, 2018). In contrast, terrestrial LIDAR has limitations in cost requirement and integrative data collection (Koreň *et al.*, 2015; Salmivaara

et al., 2018). Despite the accuracy of ground mapping and data collection that can be provided by airborne LIDAR, yet, it is rarely documented in the assessment of soil compaction and rutting. Only few studies reported the effectiveness of this technique related to the degradations following forest management operations. d'Oliveira *et al.* (2012) represented the usefulness of airborne LIDAR to describe the degradation of above-ground biomass resulted from forest harvesting, using high spatial resolution of airborne LIDAR. They have mapped the rutting trails depending on the resulted DEMs (Digital Elevation Models) (d'Oliveira *et al.*, 2012). A complementary study, of the later, demonstrated high potential of airborne LIDAR to quantify structural deformations on the ground (Andersen *et al.*, 2014). Airborne LIDAR was also successfully useful to stimate the impact of forest operations on forest productivity, measuring the impact on vegetation height (Slesak & Kaebisch, 2016). Niemi *et al.*, (2017) have examined reliable indices derived from airborne LIDAR DEMs to describe the terrain damage susceptibility to compaction, and they reported significant evaluation of soil damage by LIDAR DEMs. In addition, they reported the usefulness of the DEMs to map soil damage probability, so the potential to improve forest management (Niemi *et al.*, 2017). Logging operations can be optimized to reduce soil damage adopting prudent stewardship covering terrain conditions and soil properties (Augoyard *et al.*, 2017; Salmivaara *et al.*, 2018). Adopting of such type of machine according to the terrain damage susceptibility, technical solutions related to the pressure conditions of wheels, the implementation of permanent skid trails, or the use of cable skidders lead to reduce the soil harm (Augoyard *et al.*, 2017; Bygdén *et al.*, 2003; Sakai *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2007). The main goal of the management practices is to reduce the impacted surface and to prevent an irreversible degradation of soil. Therefore, the aim of our work is to examine the feasibility of a remotely post-operation assessment that can cover large forest areas to help forest managers achieving the sustainable use of forests.

The present work suggest an indicator of soil rutting based on the rutting density over large forest massif. The indicator is evaluated based on airborne LIDAR DEMs, which appears as the best field data-source to develop such indicator over wide forested areas. We propose an indicator of rutting density (RD) based on the cumulated length of skidding trails on a given surface.

Our work was driven by the following hypothesis: i) On the spatial variation of our wide area RD indicator: is it sensible to influential environmental factors already described at the “field” scale? and may this indicator explain a part of spatial variation of floristic diversity enhanced by logging operation (i.e. open space/wetland/ruderal species)? ii) RD is lower for forest management unit (FMU) with permanent skid trails than not. iii) May RD be used in a follow development to assess the quality of logging operations over wide forests?

II.3 Materials and methods

II.3.1 Study site and location of plots

The study was conducted in the Compiègne forest, located in Northern-France (49°22' N; 2°54' E), with 619 mm annual average of precipitation and 10.5°C of temperature (Climate-data.org). This forest extends over *ca.* 14000 ha and covers a vast plain and several small mounts or plateaus towards the eastern and southern edges. The geological substrate mainly consists of Paleocene and Eocene sand and limestone, locally covered by quaternary loess or drift sands (BRGM, 2000). The three dominant soil orders are Cambisols, Luvisols and Podzols (FAO classification) and, to a lesser extent, waterlogged soils and colluvic soils. The forest is managed by the French National Office of Forests (ONF). The current vegetation is a temperate deciduous forest dominated by

common beech and oaks with several planted pine stands (ONF, 2012). The framework was established maximizing the environmental variabilities in the forest, where the half of plots were selected using an environmental systematic sampling design created by Hattab *et al.* (2017), and the others were selected based on framework of other ecological and botanical studies. 321 plots were taken to describe rutting and compaction, among which 45 plots were sampled to perform a floristic inventory (figure II.1-a).

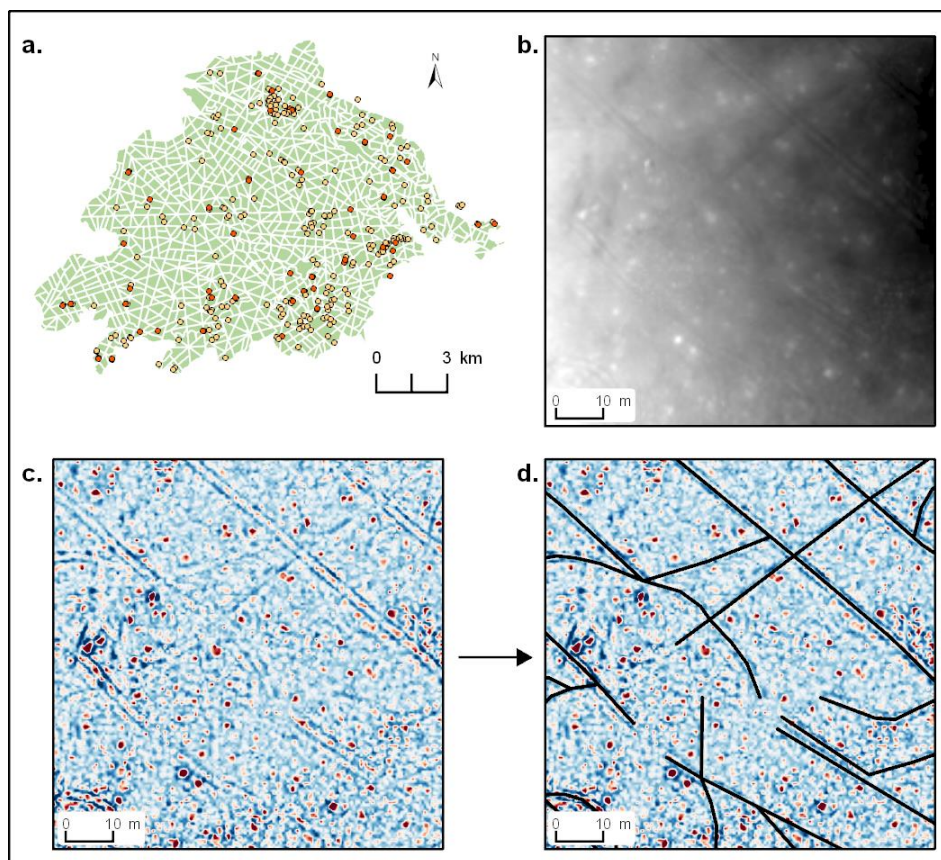


Figure II.1 : The distribution of the studied plots in the forest of Compiègne. a. the forest of Compiègne showing the studied plots where the botanic survey was conducted in red, and the other plots in yellow. b. example of an airborne LIDAR DEM of a plot of 25 m of cell size. c. DEM of 1-a treated spatially by LRM, highlighting the trails of compaction as a linear sunken paths. d. digitization of the skidding trails to calculate the compaction density.

II.3.2 RD indicator derived from the LIDAR data

The logging induced compaction trails were identified using DEMs of 50 cm resolution (figure II.1-b), from an airborne LIDAR survey performed in February 2014. Then, Local Relief

Modelling (LRM) technique was applied (Hesse, 2010), which is designed for visualizing the small-scale topographic variations such as ruts of logging paths (figure II.1-c). So, an indicator of compaction can easily be defined as the rutting density (RD) on a given surface. We have defined squared surfaces of 25 m of side (i.e. an area of 625 m²) to calculate the RD. At each plot, the skidding trails were digitized under GIS (figure II.1-d), and their cumulate lengths were calculated, then multiplied to 2x70 cm, as an average width of machine wheels used in the operations. Finally, the obtained surface of skidding trails was divided to the total surface of the plot. So, the RD, at each plot, was calculated as following:

$$RD = 100 \times \frac{\text{cumulate length of skidding trails} \times \text{average of wheels width}}{\text{total surface of the plot}}$$

Regular spaced ruts were adopted to assume permanent skid trails on the FMU. The mean RD with permanent skid trails or not were compared using a t-test. On other hand, we tested the relationship between RD and the environmental factors such as the soil type, the geological substrate, the dominant species and the age of stand. In addition, we added to the relationship candidate models variables derived from the LIDAR DEMs with cell size of 25 m, such as the slope, and the topographic wetness index (TWI), which quantifies the topographic control on hydrological processes (Hattab *et al.*, 2017). The fitting of this relationship was performed after selection of the best candidate model adopting the Akaike Information Criterion (AIC) and the coefficient of determination (R²). Using Ordinary Least Square (OLS) regression and Generalized Linear Model (GLM), two null model (intercept) were tested (lm0 and glm0, see Appendix table II-4) without any predictor. Then, eight models were tested, and the best model was the one with the smallest AIC, the highest R², and including the most of tested predictors (see appendix table II-3).

II.3.3 Spatial pattern of the rutting density:

In order to examine the spatial distribution of ruts at the FMU scale and capture a spatial pattern of rutting, we digitized the whole surface of three FMUs: The first FMU is a beech stand on Luvisol developed on a loess plateau, and the second one is a pine stand on Podzol from drift sands. They are both managed with permanent skid trails. The last FMU is a mixt deciduous stand in a valley bottom on colluvic and hydromorphic soils, and none permanent skid trail was implemented. The digitized trails were intersected by a grid of 12.5, 25, 50, 75 and 100 m cell size, then RD were calculated as described previously. Finally, the spatial autocorrelation was examined using Moran's index, at these different spatial scales, applying the "correlog" function from the "ncf" package in R software environment (R Development Core Team, 2016).

All spatial and geographical analyses were performed using QGIS 2.18 Las Palmas.

II.3.4 Floristic inventory

In 45 of the studied plots (figure II.1-a), a floristic inventory was conducted in spring 2017, to characterize the phytosociological classification. The herb cover was noted: "1" for the presence and "0" for the absence of the herb specie at each plot. The floristic inventory was performed on a circular surface of 400 m², so the RD was recalculated to obtain analyses on a uniform surface. In order to evaluate the light conditions, we used the canopy density derived from the LIDAR DEMs (digital elevation model) at the same scale. The Ellenberg Indicator Values of humidity (EIV-F), nutrient (EIV-N), and reactivity (EIV-R), as proxy values of the environmental status of soil, were calculated using the presence ("1") and the absence ("0") values of species. All of these factors were considered to explain two diversity indices, namely the specific richness (SR) and the specific richness of the species which have an $EIV-F \geq 8$ (SR-sp8, preference for wet and aquatic

conditions). The normal distribution of variables was tested using the Shapiro-Wilk test and the correlations between RD, canopy density, EIV-F, EIV-R, EIV-N, SR, and SR-sp8 were calculated. Pearson correlation test was applied between the variables with normal distribution and Spearman correlation test was applied between the variables with non-normal distribution. The relationship between the SR-sp8 and the considered factors (RD, soil type, and geological substrate) was examined a GLM, with Poisson distribution family. The selection of the best candidate model for this fitting was based on the same method described for the fitting of RD indicator and the environmental factors and indices (see appendix table II-4). Then, one-way ANOVA was applied to examine the effect of RD, soil type, and geological substrate on SR-sp8. In addition, using the function “varPart” from the package “modEVA” in R software environment (R Development Core Team, 2016), the variation partitioning was performed to describe how much these factors explain the variation of SR-sp8. The species occurrence probability, depending on presence-absence, was examined with respect to the RD, using a GLM with a binomial distribution family. All species whose $EIV-F \geq 8$ (39 species) or $EIV-F \leq 3$ (four species) were considered by this fitting, in addition to *Juncus effusus* ($EIV-F = 7$), which is known as indicator of the soil compaction. Depending on the small sampling size for the study, the logistic regression using a binomial distribution GLM do not require a high significant level (Knaub, 1987; Royall, 1986)

All statistical analyses were performed using R software environment (R Development Core Team, 2016).

II.4 Results

II.4.1 Spatial variation of the rutting density

The rutting density, in 321 studied plots, varied from a minimum value of 0.31% to a maximum of 33.67%. A quarter of the studied plots exhibited permanent skid trails. RD of these plots were significantly higher than RD without permanent skid trails (average of 16.62% and 14.33% respectively, $p < 0.05$). The best model of the relationship between the environmental factors and RD was obtained for a GLM (model glm1 in appendix table II-3), which included six explanatory variables: soil type, geological substrate, stand dominant species, age of stand, slope, and TWI. From the studied factors, the geological substrate and the TWI were significantly affected the RD ($p < 0.05$), and a trend of significant effect by the age of stand on RD ($p = 0.06$) was found. In contrast, there was no significant effect of soil type neither of dominant species or slope. The best model only explains 12.4% of variance ($R^2=0.124$ in appendix table II-4).

At the FMU scale, RD calculated on 625 m² areas was also largely contrasted. It varied from 3.6% to 22.06% in the Luvisol, 5.71% to 25.69% in the Podzol, and 0.14% to 22.96% in the colluvic soil. The correlograms evidenced a significantly positive spatial autocorrelation of RD for the first distance class (Moran's Index = 0.6 at 25 m) and a decrease of this Index with increase of the distance classes. Beyond 150 m, the RDs were uncorrelated (Moran's Index around 0). Similarly, we found positive spatial correlation and a decreasing of the Moran's Index with increasing of distance whatever the cell size. However, Moran's Index was greater for the 25 m of cell size than others, suggesting that it was the best scale to capture the spatial structure (figure II.2).

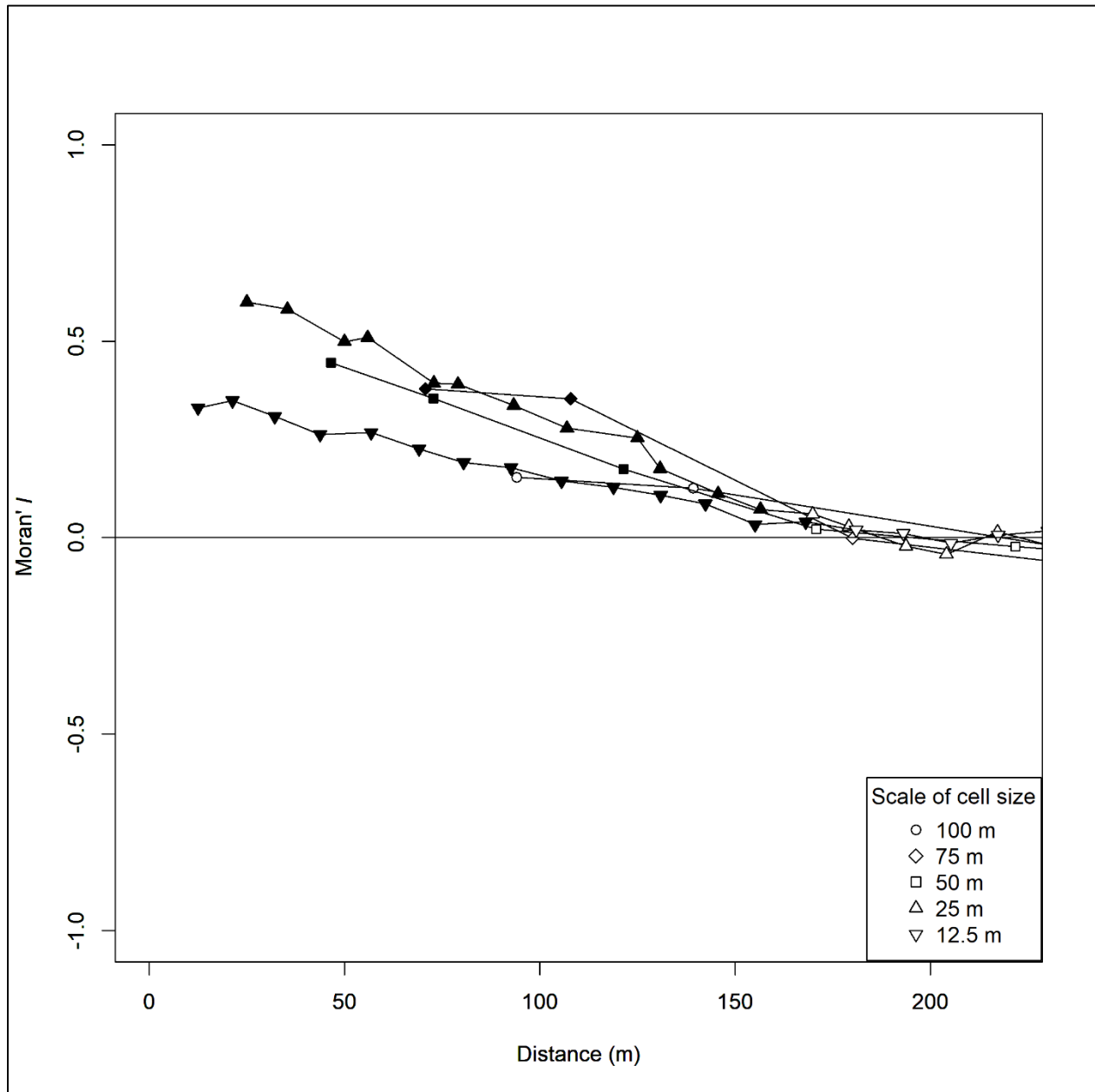


Figure II.2: Spatial autocorrelation correlogram of RD in the forest of Compiègne at different scales of cell size as spatial indicator of the rutting density (100 m, 75 m, 50 m, 25 m, 12.5 m). The Moran'I indicates the spatial correlation. The dark points indicate the significant spatial correlation at a level of $p \leq 0.05$, and the blank ones indicate the non-significant spatial correlation.

II.4.2 Floristic composition and the rutting density

For the 400 m² plots with floristic inventory, the RD varied from a minimum value of 0% to a maximum value of 41.36%. As shown in table 1, none of the variables derived from the floristic inventory (i.e. Ellenberg Indicator Values, SR and SR-sp8) were correlated with RD. SR was

significantly correlated with resources availability (correlations with EIV-N and EIV-R were 0.5 and 0.6 respectively, $p < 0.001$). Whereas SR-sp8 was moderately correlated to EIV-N and EIV-R (0.32 and 0.39 respectively, $p < 0.05$), and strongly correlated to EIV-F (0.56; $p < 0.001$). The canopy density was negatively correlated to RD ($\rho = -0.43$; $p < 0.01$) and SR-sp8 ($\rho = -0.3$, $p < 0.05$).

Table II-1: Correlations between the studied variables on the plots of the floristic inventory. (NS corresponds to non-significant correlation, * corresponds to significance level at $p \leq 0.05$, ** corresponds to significance level at $p \leq 0.01$, and *** corresponds to significance level at $p \leq 0.001$)

	RD	EIV-F	EIV-R	EIV-N	SR	SR-sp8	Canopy density
RD	1	0.2 ^{NS}	0.1 ^{NS}	0.19 ^{NS}	-0.03 ^{NS}	0.16 ^{NS}	-0.43**
EIV-F	0.2 ^{NS}	1	0.1 ^{NS}	0.09 ^{NS}	0.09 ^{NS}	0.55***	-0.1 ^{NS}
EIV-R	0.1 ^{NS}	0.1 ^{NS}	1	0.5***	0.6***	0.36*	-0.005 ^{NS}
EIV-N	0.19 ^{NS}	0.09 ^{NS}	0.5***	1	0.6***	0.36*	0.005 ^{NS}
SR	-0.03 ^{NS}	0.09 ^{NS}	0.6***	0.6***	1	0.68***	-0.0003 ^{NS}
SR-sp8	0.16 ^{NS}	0.55***	0.36*	0.36*	0.68***	1	-0.3*
Canopy density	-0.43**	-0.1 ^{NS}	-0.005 ^{NS}	0.005 ^{NS}	-0.0003 ^{NS}	-0.3*	1

§ RD: Rutting density

§ EIV: Ellenberg Indicator Values -F (of soil moisture), -R (of soil reactivity), -N (of soil nutrient)

§ SR: Specific richness

§ SR-sp8: Specific richness of the species which have an EIV-F ≥ 8

The best fitting model was found for the relationship between SR-sp8 and RD as explanatory variable, adding the geological substrate and the soil type as co-variables without interaction (model GLM4 in appendix table II-4). This model was representative for 55% of the variance ($R^2=0.55$, appendix table II-3). The analysis of variance (one-way ANOVA) showed significant effects of RD, the soil type and the geological substrate on SR-sp8 (see appendix table II-2). Variation partitioning showed that RD explains 8% of variance, and 11% of variance are explained by soil type. The geological substrate explains 27% of variance. The overlap explanation of variance by RD and soil type was negative (-5%). The negative value indicates a counteraction effect between the factors (De Araújo *et al.*, 2014), thus the soil type and RD may have together an opposite effect to affect SR-sp8. In contrast, the soil type and the geological substrate have a combined effect, explaining 14% of variance.

The occurrence probability of 60% (24/40 species) of the species which have high EIV-F increased with RD. Among them, eight species showed a significant level at $p < 0.05$ (*Rumex sanguineus*, *Agrostis stolonifera*, *Solanum dulcamara*, *Valeriana repens* and *Salix caprea*, *Carex remota*, and *Juncus effusus*) or at $p < 0.1$ (*Betula pendula*) (figure II.3). While p-value was greater than 0.1 for the others (*Agrostis canina*, *Carex acutiformis*, *Carex rostrata*, *Carex strigosa*, *Dryopteris dilatata*, *Epilobium tetragonum*, *Galium aparine*, *Holcus lanatus*, *Holcus mollis*, *Humulus lupulus*, *Juncus tenuis*, *Mentha aquatica*, *Persicaria hydropiper*, *Ranunculus repens*, *Scophularia auriculata*, *Stachys sylvatica*) (figure II.4).

II| Utilisation de MNT dérivé d'un LIDAR aéroporté pour créer un indicateur spatial en surveillant la compaction et l'orniérage du sol forestier

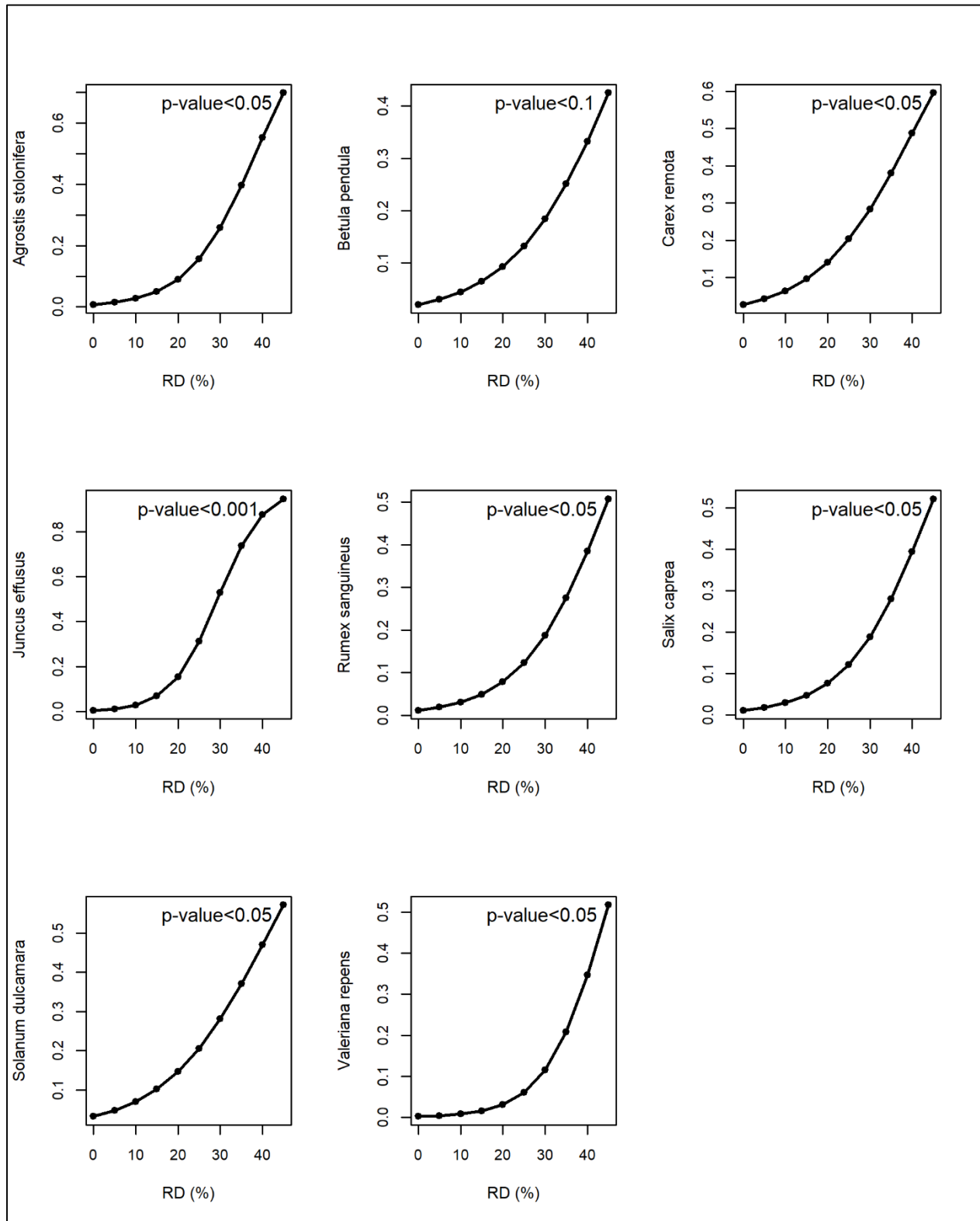


Figure II.3 : The increase of occurrence probability of some SR-sp8 species group and *Juncus effusus* with respect to the RD, at high significant level shown by p-value.

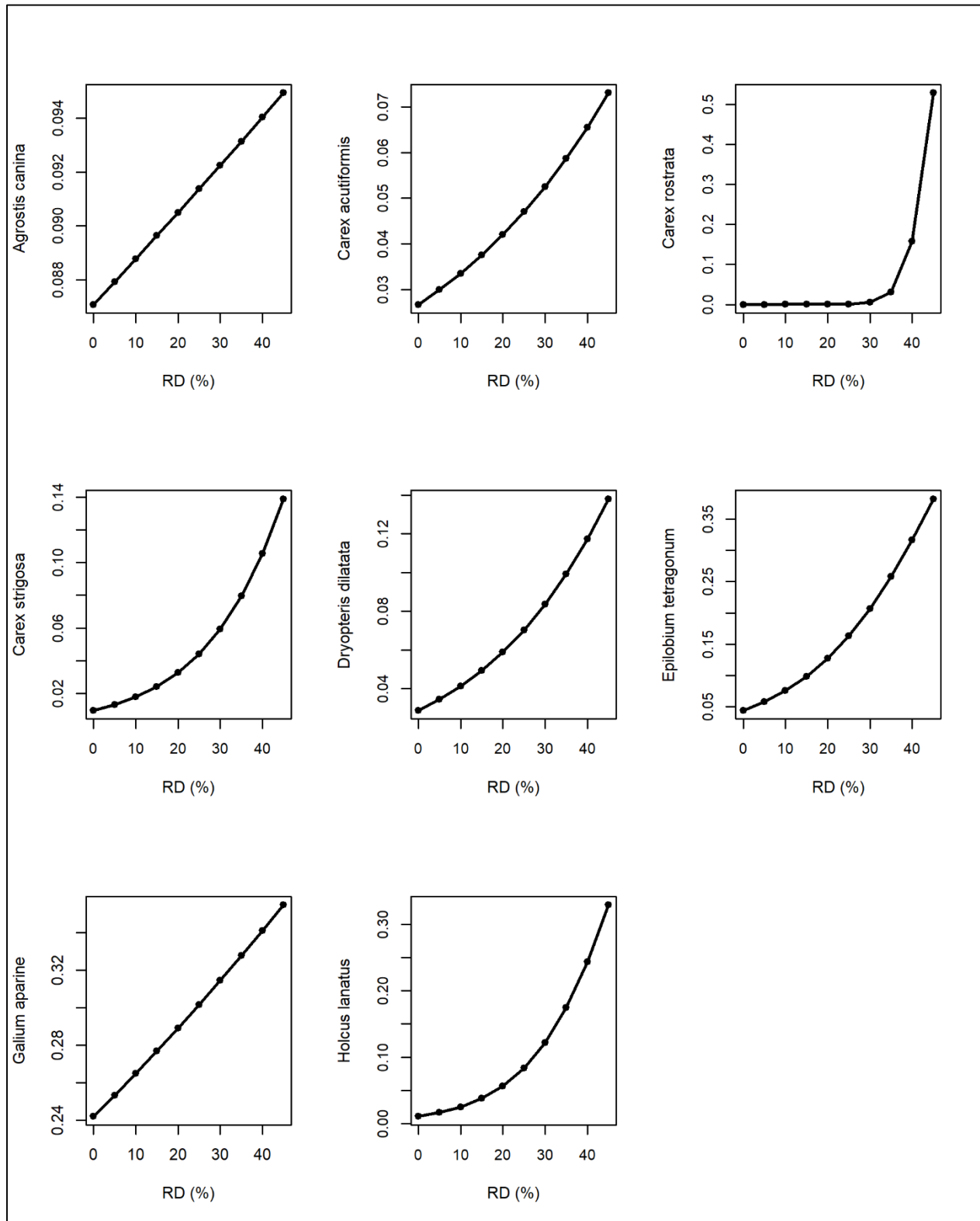
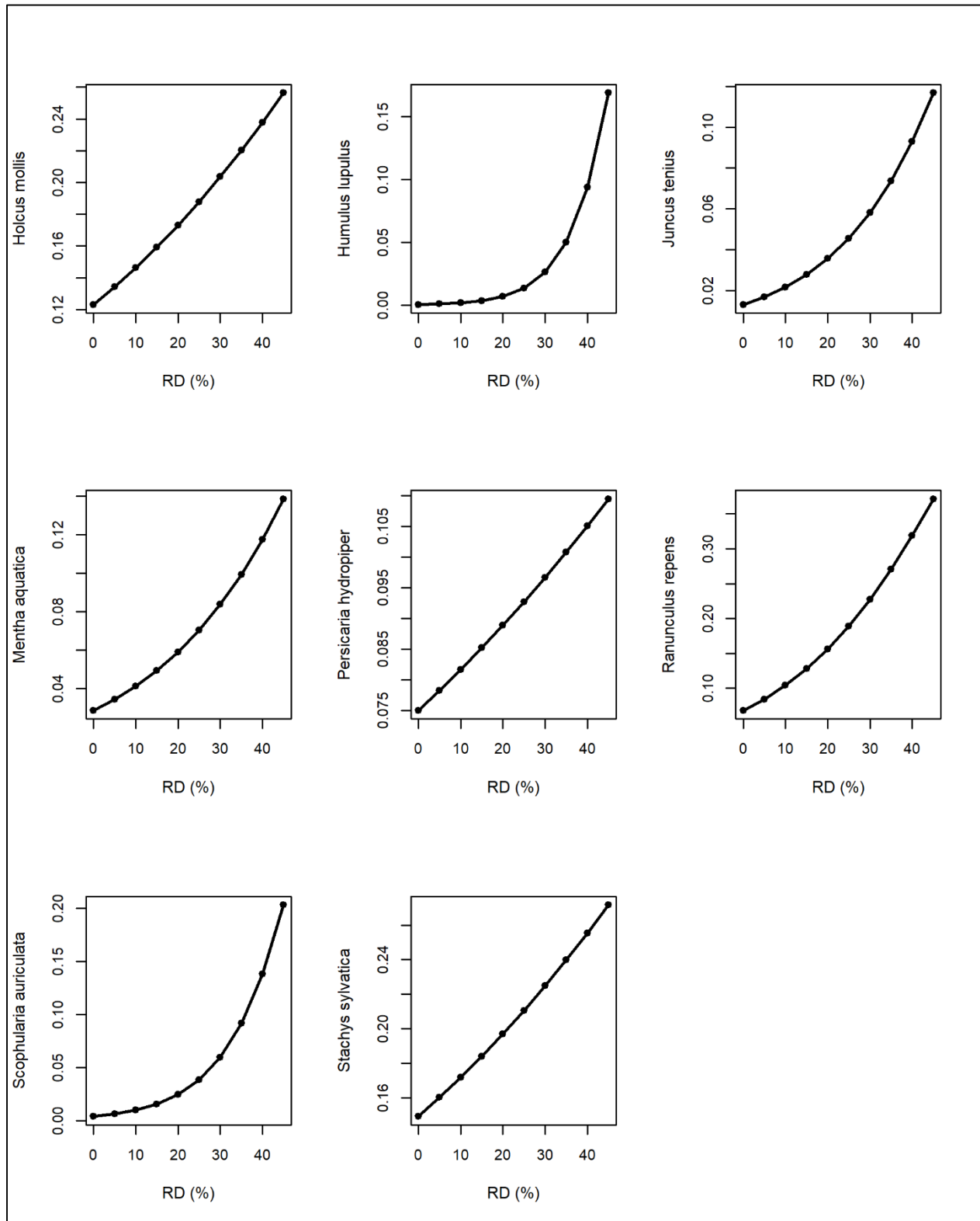


Figure II.4: The increase of occurrence probability of some SR-sp8 species with respect to the RD at p-value > 0.1.

II| Utilisation de MNT dérivé d'un LIDAR aéroporté pour créer un indicateur spatial en surveillant la compaction et l'orniérage du sol forestier



Continued figure II.4

In contrast, species occurrence probability showed an inverse relationship with respect to the RD for 16 species with a high EIV-F (*Alnus glutinosa*, *Arum maculatum*, *Cardamine hirsuta*, *Carex muricata*, *Carex sylvatica*, *Carex piliufera*, *Elymus caninus*, *Lamium galeobdolon*, *Ligustrum vulgare*, *Luzula campestris*, *Moehringia trinervia*, *Ribes rubrum*, *Mercurialis perennis*, *Poa nemoralis*, *Veronica montana*), and at $p < 0.05$ for *Hedera helix* (figure II.5).

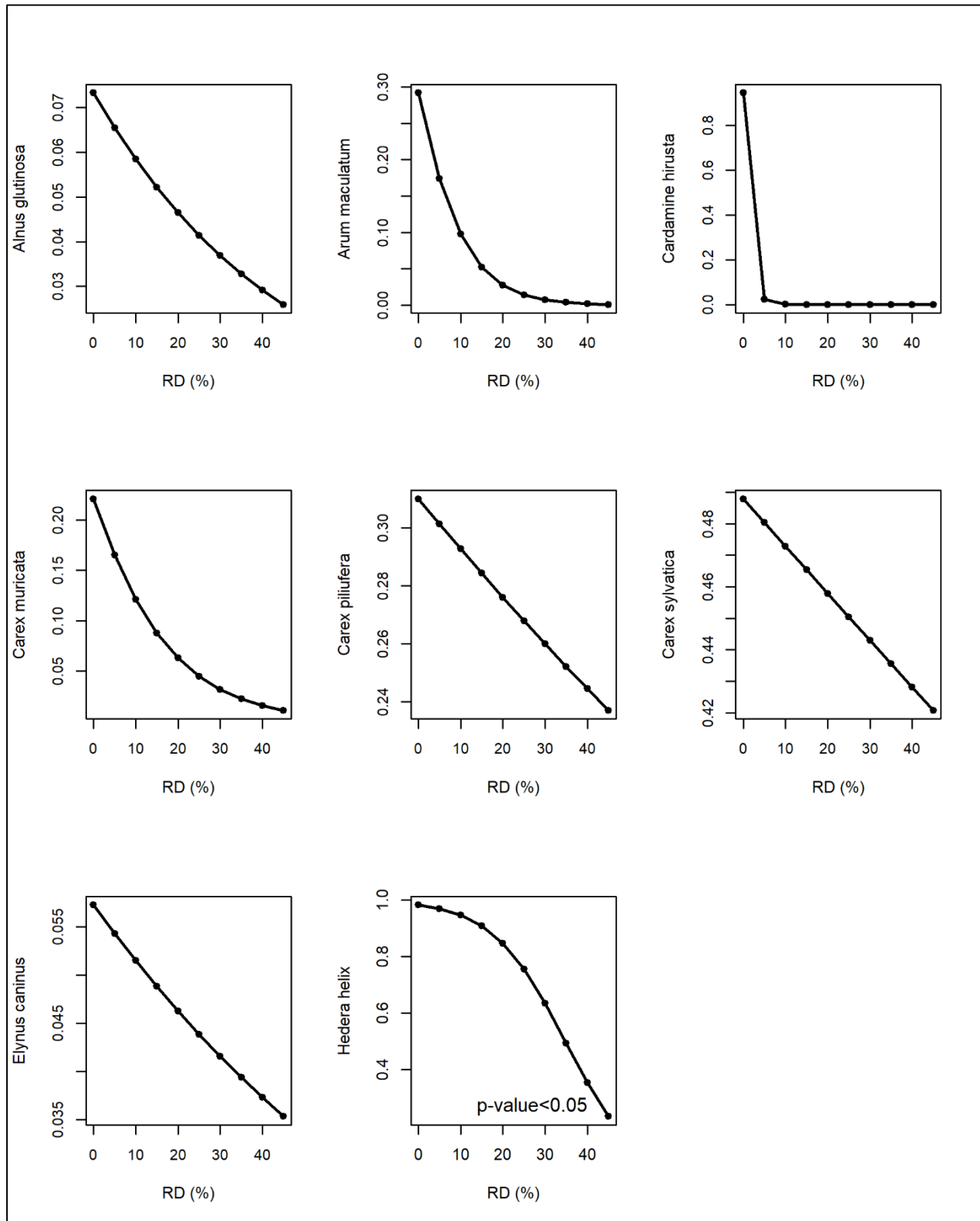
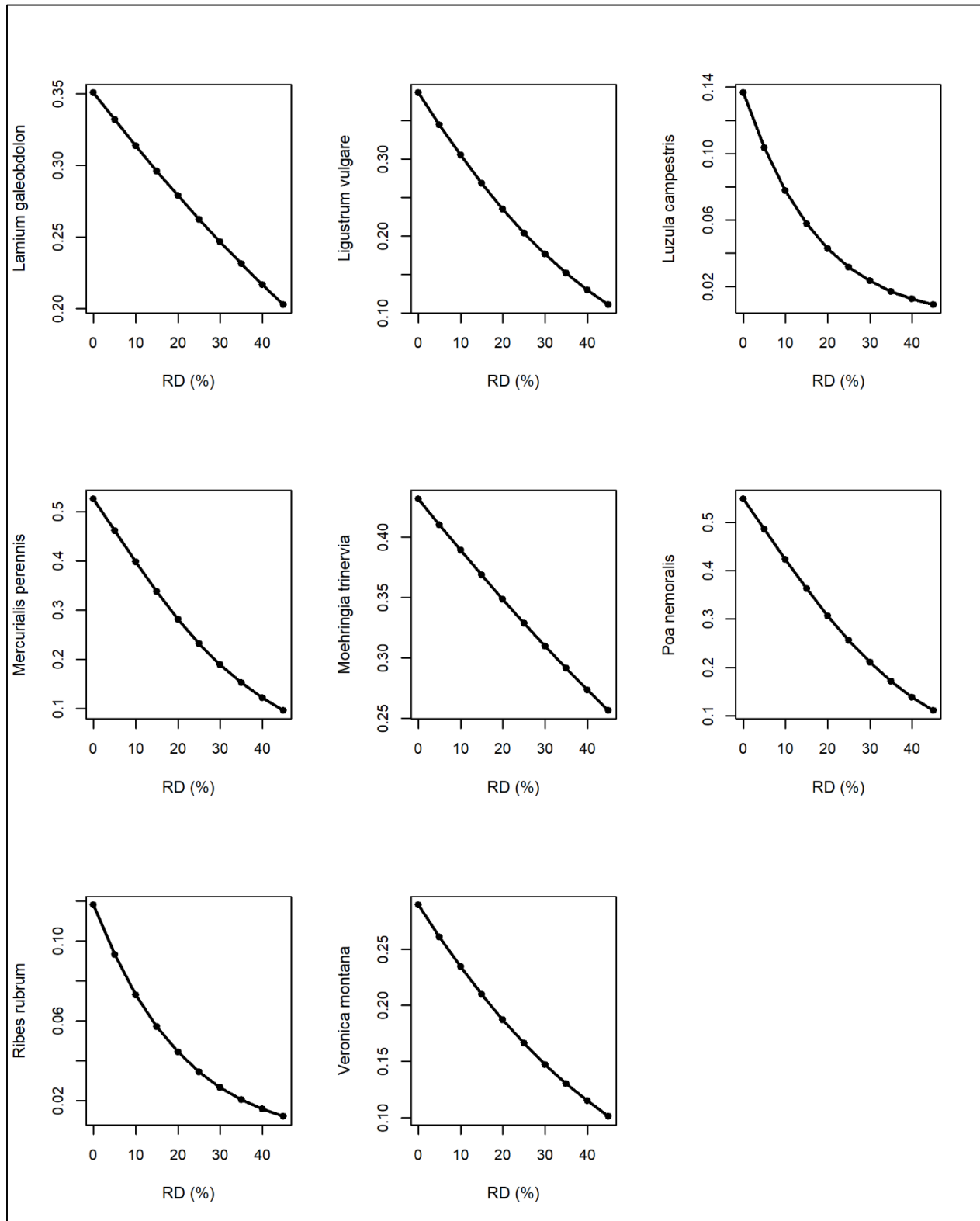


Figure II.5: The unexpected decrease of occurrence probability of some SR-sp8 species with respect to the RD.

II| Utilisation de MNT dérivé d'un LIDAR aéroporté pour créer un indicateur spatial en surveillant la compaction et l'orniérage du sol forestier



Continued figure II.5

The four species with an EIV-F ≤ 3 exhibited a decrease of their occurrence probability with respect to the RD: (*Epilobium angustifolium*, *Melica uniflora*, *Polygonatum odoratum*, and *Vincetoxicum hirudinaria*) (figure II.6).

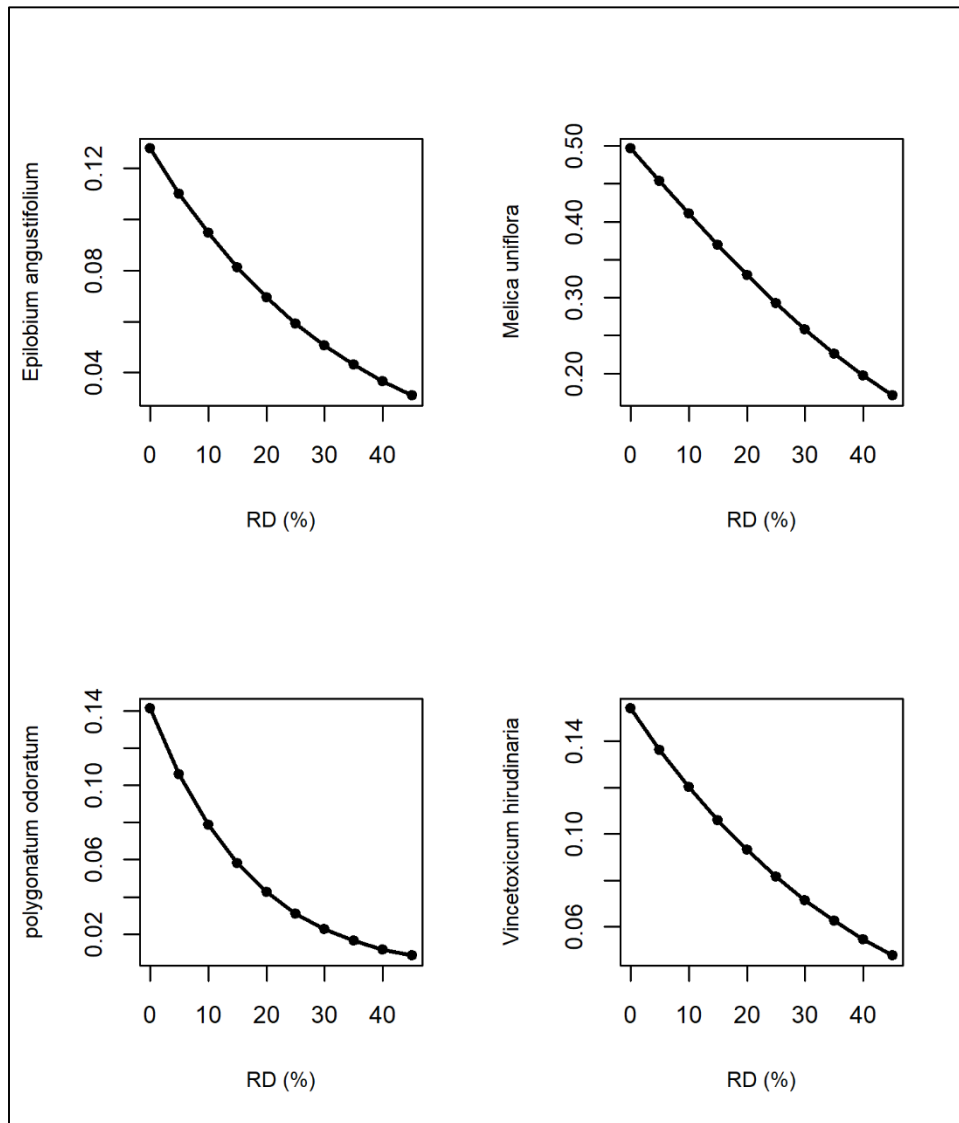


Figure II.6: The decrease of occurrence probability of studied species with EIV ≤ 4 with respect to the RD.

II.5 Discussion

II.5.1 What RD says about impact of logging operations

Our study reveals with others the possibility to map soil rutting based on DEMs from both terrestrial or aerial LIDAR (Andersen *et al.*, 2014; d'Oliveira *et al.*, 2012; Koreň *et al.*, 2015; Niemi *et al.*, 2017; Salmivaara *et al.*, 2018). Using the LRM treatment, we improved the visualization of the ruts on the forest surface, and the RD offers a new method in the soil rutting assessment. With an average about 15% for the whole forest. Nonetheless, the global impacted surface by the heavy machines is greater considering the bulges of soil generated on the outer sides of the ruts (Jansson & Johansson, 1998; Koreň *et al.*, 2015), as well as space between the ruts (Ampoorter *et al.*, 2010). Thus, the real width affected is around 3.5 to 4 m, consequently the average impacted surface rather should be around 40% as an average for the whole forest, and vary between less than 1% and more than 80%. Contrary to our assumption, the results highlighted a more important RD in the FMUs, which have permanent skid trails, compared to the other without ones. The skidding with designated skid trails should reduce the damage risk on the surface to *ca.* 60% (Augoyard *et al.*, 2017), hence we found an unanticipated result. Two hypotheses may explain this one: First, many studies have evidenced persistence of the compaction effect over a long time (Ebeling *et al.*, 2016; Mohieddinne *et al.*, 2019), so we can assume that some ruts resulted from old logging operations before the establishment of permanent skid trails, and they are still visible on the LIDAR DEMs. Second, this result could indicate a management weakness during forest operations, such as disrespect of the permanent skid trails or a poor indication to their implementation. In addition, we identified a quarter of FMUs with designated skid trails, and this is lower than those planed in the management plan of the Compiègne forest. This observation means that, on a significant part of

the FMUs, designated skid trails are disrespected, hence they are not distinguishable on the LIDAR DEMs. Therefore, a remotely sensing assessment of forest appears to be an interesting technique to assess the efficiency of forest management policies.

II.5.2 Impact of environmental factors and management practices factors on RD indicator

The best model (glm1, appendix table II-3) testing the impact of environmental variables on RD showed significant effects of the geological substrate and the TWI. The first plays a key role behind the determination of soil texture (Mirsal, 2004). The soil texture controls the water holding capacity, which is well known as a main factor affecting rutting and compaction (Ampoorter *et al.*, 2010). The significant effect of TWI on RD have appeared, via the glm1, as a positive correlation of RD with the increase of TWI ($t = 2.27$). This result is concordant with Niemi *et al.* (2017), which exhibited that increase of TWI leads to increase the damage susceptibility of soils. The tendency of a significant effect of the age of stand may be attributed to the more frequent forest operations in the patches consisted of young stands (0-40 years). There was no effect of soil type on RD, probably due to textural variation within some soil groups. Although, rutting susceptibility is expected to increase with the slope (Cambi *et al.*, 2015), we found no effect of the slope on RD. However, the slope effect is mainly associated to the increase of the ruts depth, which is not considered in our indicator.

Overall, glm1 was sparsely performed because it only explain 12.4% on the total variation in RD. This result may be due to the fine scale variation of RD within a single FMU evidenced by our study (25 m of cell size). This fine scale variation probably due to local haverst practices on the FMU scale preventing clearcut operations. Niemi *et al.* (2017) found that the DEM cell size of 16

m as the best scale to derive the TWI explaining the soil damage compared to smaller ones, but they did not try a larger scale. As TWI has a significant effect on RD, we may infer a causality link with our RD indicator at 25 m scale of cell size, which showed the best spatial autocorrelation.

II.5.3 How do the RD influence the floristic diversity?

We found no correlation between RD and the floristic indicators, probably due to heterogeneity of response to the rutting following the geological substrates, the soil types, and their associated texture. Indeed, the indirect effect of rutting on both EIV-F and SR-sp8, should depend on soil texture and type, which determine the infiltration potential of soil (Hillel, 2004c). Reduction of the infiltration capacity in compacted soils leads to a temporary waterlogging in fine-textured soils (Herbauts *et al.*, 1996; Hillel, 2004c, 2004b), which favors water-tolerant herbaceous species. In contrast, the compaction may improve the hydric conditions for the coarse-textured soils, increasing their water holding capacity without waterlogged degradation (Hillel, 2004b; Nawaz *et al.*, 2013). Indeed, when we excluded the coarse textured soils (Podzols), a moderate and significant correlation between RD and SR-sp8 was found ($\rho = 0.35$, $p < 0.05$). Consequently, SR-sp8 increases with RD as long as the soil has not a high infiltration potential. As expected, the canopy density had a negative correlation with RD, indicating the increase of opening of vegetation cover. On the other hand, the opening of vegetation cover leads to increase of lightness on the ground. Accordingly, open space herbaceous species, with wet soil preference, are enhanced indirectly by logging operations (Perry *et al.*, 2008). Thus, the negative correlation between SR-sp8 and the density of canopy can be attributed to the enhancement of these species. Likewise, the analyses of variance emphasized that SR-sp8 was mainly controlled by the geological substrate and the soil type, whereas RD alone explained 8% of total variance of glm1. This part was probably underestimated due to the time lag between the LIDAR scanning and the floristic inventory (three

years). Moreover, the RD indicator was constructed on the cumulative length of ruts and did not take into account the rutting severity (i.e. ruts' depths), like an indicator based on presence/absence information. However, soils are generally less degraded under light rutting than under the severe ones (Agherkakli *et al.*, 2010; Ampoorter *et al.*, 2010; Bygdén *et al.*, 2003; Sakai *et al.*, 2008). Thus, adding information about the ruts depth should improve the indicator quality. Finally, both the time lag between the LIDAR survey and floristic study, in addition to the limited approach to cumulative length may contribute to the residual deviance of our model (45%).

This work presents the first study that examined the response of herbaceous species to the rutting evaluated by a remote sensing technique. Previously, Godefroid & Koedam (2004a) reported the response of understory species to the soil compaction revealed by soil penetration resistance. Other studies have mentioned the occurrence of some herbaceous species as indicators of soil compaction (Kozłowski, 1999; Small & McCarthy, 2002; Weltecke & Gaertig, 2011). In the current study, meaningful proportion of the examined species showed the expected response to the increase of RD, namely increase of species with high EIV-F (60%) or decrease of species with low EIV-F (100%). Some species examined by Godefroid & Koedam (2004a) exhibited the same response in our study (e.g. *Rumex sanguineus*). Logging operations enhance the occurrence of habitat for open space species (Perry *et al.*, 2008), the ruts resulted as sunken paths enhance the occurrence of ruderal species (Godefroid & Koedam, 2004a), as well as their superficial waterlogging wet habitat. Consequently, species of wetland (e.g. *Juncus effusus*, *Carex remota*, *C. acutiformis*, *C. rostrata*, and *C. strigosa*), wet preference soils (e.g. *Mentha aquatic*, *Ranunculus repens* and *Stachys sylvatica*), damp preference soils (e.g. *Persicaria hydropiper*), peat bogs (e.g. *Valeriana repens*), woodland with wet preference soils (e.g. *Solanum dulcamara*, *Agrostis stolonifera*, *Holcus lanatus*), and ruderal group (e.g. *Juncus tenuis*, *Holcus mollis*), show an increase of their occurrence

probability with RD. Thereby, they indicate successful representation of soil compaction and rutting by the RD. As Godefroid *et al.* (2005) we found the enhancement of *Betula pendula* with RD even after some years of logging operation. On the other hand, we found a negative correlation between the occurrence of species with low EIV-F and RD. These species develop in dry soils, consequently, the rutting and the compaction may disadvantage them.

The unexpected response of 40% of species with high EIV-F may be attributed to following: 1) Co-existence or resources competition (i.e. Nutrient, decrease of ambient humidity, high preference temperature) according to the changes happened following the harvesting, especially the field opening (Brumelis & Carleton, 1989; Godefroid *et al.*, 2005, 2006; Godefroid & Koedam, 2004b). 2) The mechanical damage, for some species, caused by the compaction rather than the suitable conditions created by the compaction itself (Godefroid *et al.*, 2005). 3) Counteraction of RD by other factors (e.g. coarse textured soils). 4) The time-lag between the LIDAR survey and floristic inventory. 5) absence of rutting severity in the RD evaluation.

II.5.4 Conclusion

In this paper, we proposed a new indicator of soil compaction based on the rutting density derived from an airborne LIDAR survey. The behavior of RD indicator is in accordance with those developed from field measurements or other remote sensing assessment. RD was negatively correlated to the canopy density, which attests that RD indicates the stand opening during the forest harvesting. Like other compaction indicators, RD depends on the geological substrate the TWI. Finally, we found that RD contributes to explain the floristic diversity and the occurrence probability for many species.

We found that RD distribution was spatially structured, and the best spatial autocorrelation signal was obtained when RD was estimated with a square surface of side 25 m. The spatial pattern was observed at a distance of 150 m from the RD indicator. As RD was greater in the managed units with permanent skid trails than others, our results suggest that management policies are not sufficiently efficient to reduce soil damage. This assumption emphasizes that it is fundamental for forest manager and operators to coordinate and cooperate closely together to improve the optimization of forest operation, hence contribute well in the sustainable use of the forest.

The RD appears an interesting indicator to assess the efficiency of forest management policies and investigate the logging impact on soils and vegetation. It would be more efficient by complementing with an indicator of the severity (i.e. ruts' depths), as proposed by (Talbot *et al.*, 2018). According to our method, digitalize phase was time consuming, thereby it reduced the RD assessment to a limited areas number. The present study opens a perspective to a develop detection algorithms for ruts and their depths from LIDAR data could automate the proposed method, and facilitate the assessment of logging operations by the managers.

II.6 Acknowledgments:

The authors would like to thank the French National Office of Forests (ONF) for providing the airborne LIDAR DTMs and DEMs of the forest. The authors would like to thank Pr. Guillaume Decocq, full professor at the University of Picardie Jules Verne, and Dr. Déborah Closset-Kopp, associate professor at the University of Picardie Jules Verne, for their helps to achieve the study goal. We would like to thank Dr. Tarek Hattab, senior researcher at IFREMER (UMR 248 MARBEC)-University of Montpellier, for their help in the study design.

II.7 Appendix:

Appendix table II-1 : Effect of environmental factors (soil type, geological substrate, dominant species population age, and TWI) on RD shown by analysis of variance (one-way ANOVA) of GLM ($R^2=0.085$). (* corresponds to a significant effect at $p \leq 0.05$)

Factor	Df	F value	p value
Soil type	4	0.43	0.78
Geological substrate	5	2.46	0.03*
Dominant species	4	1.26	0.29
Age of stand	8	1.87	0.06
TWI	1	5.16	0.02*
Slope	1	1.75	0.19

§ TWI: topographical wetness index

Appendix table II-2 : Effect of RD, the soil type, and the geological substrate on SR-sp8, shown by one-way ANOVA of a GLM ($R^2=0.55$). (** corresponds to a significance level at $p \leq 0.01$, * corresponds to $p \leq 0.05$).

Factor	Df	F value	p value
RD	1	6.26	0.02*
Soil type	3	3.65	0.02*
Geological substrate	5	4.83	0.002**

§ RD: Rutting density

Appendix table II-3 : The candidate models tested for the fitting of RD and comparison criteria: The Akaik Information Criterion (AIC) and the coefficient of determination (R^2) "x" corresponds to the variable included in the model and "-" corresponds to the excluded one.

fitting approach	candidate model	soil type	geological substrate	dominant species	age of stand	TWI	slope	R^2	AIC
GLM	glm0	-	-	-	-	-	-	0	2132.38
GLM	glm1	x	x	x	x	x	x	0.124	2011.6
GLM	glm2	x	x	x	x	x	-	0.121	2011.7
GLM	glm3	x	x	x	x	-	-	0.112	2013.5
GLM	glm4	x	x	x	-	-	-	0.085	2014.9
GLM	glm5	x	x	x	-	x	-	0.093	2013.1
GLM	glm6	x	x	-	-	x	-	0.069	2079
GLM	glm7	x	x	-	-	-	-	0.058	2081.4
OLS	lm0	-	-	-	-	-	-	0	2132.38
OLS	lm1	x	x	x	x	x	x	0.085	2011.7
OLS	lm2	x	x	x	x	x	-	0.082	2011.6
OLS	lm3	x	x	x	x	-	-	0.073	2013.5

§ TWI: topographical wetness index

Appendix table II-4 : The candidate GLM models tested for the fitting of SR-sp8 and comparison criteria. "x" corresponds to the variable included in the model and "-" corresponds to the excluded one. "Interaction" signifies the interaction between all predictors.

Candidate model	RD	Soil type	Geological substrate	interaction	R^2	AIC
GLM0	-	-	-	-	0	182.6
GLM1	x	x	x	x	0.68	171.5
GLM2	x	x	x	-	0.55	159.7
GLM3	x	x	-	-	0.23	175.8
GLM4	x	-	-	-	0.03	200.8

§ RD: rutting density

§ R^2 : coefficient of determination

§ AIC: Akaik Information Criterion

II.8 Résumé en français

II.8.1 Méthodologie :

- Les MNT de LIDAR aéroporté sont utilisés pour calculer un indicateur de l'orniérage basé sur la densité de l'orniérage (RD) dans la forêt de Compiègne
- 321 plots sont sélectionnés en se basant sur le design des études environnementales qui regroupe toutes les conditions environnementales dans la forêt, parmi ceux-là, 45 plots correspondent à un inventaire floristique est réalisé sur 45 plots
- Les MNT sont traités spatialement en utilisant l'outil LRM de SIG, puis les traces des engins sont digitalisées pour calculer RD
- Nous avons calculé la richesse spécifique, ainsi que les indices d'Ellenberg qui sont en relation avec la compaction et l'orniérage (F : humidité, N : nutriment, R : réactivité) comme des valeurs proxy du sol issues de la végétation
- Un indice supplémentaire est aussi calculé, le SR-sp8 correspondant à la richesse spécifique espèces favorisées par la compaction et l'orniérage ($EIV-F \geq 8$)
- Nous avons utilisé des GLM pour explorer la relation entre RD et les facteurs environnementaux, tel que : le substrat géologique, le type de sol, l'âge de peuplement et l'espèce dominante. De même, des indices environnementaux ont été calculés à partir de données LIDAR : le TWI, la pente du terrain et la densité de conopée
- L'autocorrélation spatiale de l'indicateur de RD est calculée en prenant en compte trois parcelles sur trois types de sols différents sur la forêt et à différentes échelles spatiales (12.5 m, 25 m, 50 m, 75 m, et 100 m)

- Pour vérifier la méthode proposée d'évaluation de l'orniérage et de la compaction, nous avons exploré la variation de la probabilité d'occurrence des espèces herbacées qui ont un $EIV-F \geq 8$ en fonction de RD

II.8.2 Résultats et discussion

- Le LRM a montré une grande amélioration la visualisation des traces d'engin sur les MNT de LIDAR aéroporté
- RD varie entre 0.31% et 33.67%, mais en considérant la surface globale impactée par le tassement (renflement entre les 2 ornières et ses bords) cette densité peut augmenter pour atteindre des valeurs compris entre 1% et 80%
- Les unités de gestion avec lignes de cloisonnement ont montré des RD significativement plus importantes que celles sans lignes de cloisonnement, ce qui peut être attribué soit à la présence des traces d'engins persistantes après la création des lignes de cloisonnement, soit à un manque de respect de ces lignes durant les opérations
- Parmi les facteurs environnementaux étudiés le substrat géologique et l'indice de TWI ont montré un effet significatif sur RD, et une tendance à un effet significatif est révélé par l'âge de peuplement. En se basant sur l'effet de ces facteurs sur la compaction et la susceptibilité du sol à la compaction, nous pouvons conclure que RD représente significativement la compaction et l'orniérage
- Le meilleur indicateur représentant le RD est trouvé à une échelle spatiale fine de 25 m de taille de cellule, et il représente l'état de la compaction et de l'orniérage pour une distance de 150 m alentour
- Après avoir exclu le sol sableux (Podzol), RD était corrélée significativement avec SR-sp8 qui regroupe les espèces herbacées favorisées par l'impact des opérations forestières

- Une corrélation négative significative est observée entre la densité de canopée et RD. Il en est de même avec SR-sp8. Par conséquent, RD est corrélée positivement avec la luminosité qui atteint le sol par l'effet de la récolte. Les espèces de SR-sp8 sont favorisé également par cet effet. D'ailleurs, nombre d'entre elle sont des espèces de milieux humides préférée par les espaces ouvertes
- Le GLM appliqué pour explorer la relation entre les facteurs environnementaux et RD d'une part, et SR-sp8 d'autre part, a montré un effet significatif du substrat géologique, du type de sol et de RD sur SR-sp8. La partition de variance a montré que RD est un facteur déterminant dans l'occurrence de ces espèces
- Parmi les espèces de SR-sp8, 60% ont montré une augmentation de leurs probabilité d'occurrence avec l'augmentation de RD. D'autre part, toutes les espèces qui ont un EIV- $F \leq 3$ ont montré une diminution avec RD. Ces dernières sont considérées comme des espèces défavorisées par l'orniérage et le tassement puisqu'elles se développent dans un sol sec
- Le reste des espèces de SR-sp8 (40%) ont montré une diminution avec l'augmentation de RD. Cette réponse inattendue peut être attribuée à différents facteurs : 1) La compétition de coexistence et de disponibilité des ressources, 2) Les dommages mécaniques produits par le passage des engins plus que les conditions favorables créées, 3) La contre-action entre RD et des facteurs environnementaux, et 4) le décalage temporel entre le scanning de LIDAR et l'inventaire floristique (3 ans)
- La variation de la probabilité des espèces herbacées étudiées avec RD montre que RD représente effectivement les impacts générés par les opérations forestières

II.8.3 Conclusion

- Comme conclusion générale, la méthode proposée dans notre étude a montré une grande faisabilité du LIDAR aéroporté pour représenter l'orniérage et la compaction. Nos résultats montrent que les politiques de gestion ne sont pas toujours assez efficaces, et la méthode ici proposée peut-être considérée comme une méthode prometteuse afin d'aider à la gestion de l'écosystème.

III. Résilience physique du sol forestier après une compaction par les engins lourds, révélée par la résistance à la pénétration à une échelle multi-décennale

Statut : chapitre rédigé sous forme d'un article scientifique et soumis à « Forest Ecology and Management ». L'article est accepté avec des corrections mineures.

Titre : **Physical recovery of forest soil after compaction by heavy machines, revealed by penetration resistance at multi-decades' scale.**

Auteurs : **Hamza Mohieddine**^{1,2}, Boris Brasseur¹, Fabien Spicher¹, Emilie Gallet-Moron¹, Jérôme Buridant¹, Ahmad Kobaissi², Hélène Horen^{*1}

¹Écologie et Dynamique des Systèmes Anthropisés (EDYSAN) UMR-CNRS 7058, Université de Picardie Jules Verne, 1 Rue des Louvels, Amiens Cedex 80037, France.

²Applied Plant Biotechnologies Laboratory (APBL), Faculty of Sciences, Lebanese University, Rafic Hariri campus, Hadat, Lebanon.

III.1 Abstract

Soil compaction, which results from the skidding of heavy machines used in forest operations, can seriously damage forest productivity. Indeed, it alters soil structure, disturbs its physical features and consequently affects gas exchange and biological activities. The impact of compaction on soil health has been widely studied, but less is known about the recovery of soil properties over time. In this study, soil compaction was examined by measuring soil penetration resistance. In order to detect the soil recovery on a multi-decadal scale, a space-for-time substitution approach was

implemented. Two soil types from the Compiègne forest (Northern France) were investigated (i.e. Luvisol and Podzol). Heavy machine trails of compaction were selected and dated using LIDAR outcomes (Light Detection and Ranging), management documents and aerial photographs. A chronosequence for each soil type was created: 0, 10, 24 and 45 years for the Luvisol and 0, 2, 8, 13 and 23 years for the Podzol. A total of 432 penetration resistance profiles of 30 cm depth were performed in the ruts, as compacted soil, and beside the ruts in undisturbed soils, as control. Penetration resistance was significantly higher in compacted soils in comparison to control soils; it was also higher in the Luvisol than in the Podzol. A linear model with second-order polynomial relationship was used to test the interaction between the penetration resistance, the depth, the situation (compacted versus undisturbed) and the age of compaction. Variance partitioning showed that penetration resistance was mainly controlled by depth, followed by compaction and compaction age, and finally by soil type. The model showed a recovery trend over time as a decrease of the penetration resistance, and a recovery dynamic from the surface toward the deeper layers. The predicted duration of the complete recovery was about 54 and 70 years for the Luvisol and Podzol, respectively. This work infers that sandy neutral soils could recover in less than 20 years, favored by soil biological activities.

Keywords: Forest; Logging operations; Luvisol; Podzol; Penetrometer; Ruts; Biological activity; Resilience.

III.2 Introduction

Forests form one of the most important ecosystems since they cover about 30% of the Earth's land surface (Cambi *et al.*, 2015). Regardless of their geographical importance, forests are carbon sinks,

oxygen producers, biodiversity hotspots, and soil erosion hindrances (Perry *et al.*, 2008). Hence, sustainable forest management strategies emphasize on developing technical approaches that contribute to the protection of the forest against damage (Balmford, 2002; Cambi *et al.*, 2017; Marchi *et al.*, 2016; Sist *et al.*, 2003). Forest soil is a key component to provide ecosystem productivity and consequently to maintain sustainability of the ecosystem services (Toivio *et al.*, 2017). Soils are the fundamental source that provide productivity of trees in forests, including nutrients, carbon stocking, water cycling, gas exchange and supporting medium; therefore, soil preservation is taking more attention in world environmental policy (Binkley & Fisher, 2013). Soil disturbance contributes to an ecosystem production loss and leads to losses of supporting, provisioning and regulating forest ecosystem services (Perry *et al.*, 2008; Toivio *et al.*, 2017).

In the last fifty years, the machines used in forestry changed considerably. Traditional ways such as skidding with animals or small tractors were progressively replaced by increasingly heavy forwarders associated with skidders to transport wood logs. Many studies evidenced the main impact of logging operations on forests by soil compaction (Ampoorter *et al.*, 2010; Batey, 2009; Horn *et al.*, 2004) and the importance of the technical choices on the degree of soil disturbance (Cambi *et al.*, 2015; Marchi *et al.*, 2016; Picchio *et al.*, 2018). Soil compaction appears on the surface by the formation of ruts due to horizontal and vertical displacement of soil (Haas *et al.*, 2016). Under the frequent skidding of the machines, soil particles are rearranged and densified, leading to a severe reduction of porosity and pore connectivity (Bottinelli *et al.*, 2014b; Cambi *et al.*, 2015; Frey *et al.*, 2009; Hamza & Anderson, 2005; Hemmat & Adamchuk, 2008). Through porosity reduction, soil compaction increases soil strength and leads to a reduction in fluid infiltration and gas exchange (Ampoorter *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2015, 2016a; Frey *et al.*, 2011; Servadio *et al.*, 2001). Moreover, soil biota is directly affected, such as reducing abundance and

activity of earthworms, as well as biodiversity and abundance of microarthropods (Blasi *et al.*, 2013; Bottinelli *et al.*, 2014a; Menta, 2012). Likewise, several studies evidenced the reduction of growth and development of root systems and physiology of seedlings (Ampoorter *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2018b; Ezzati & Najafi, 2010), while Mancilla-Leytón *et al.* (2016) observed no effect of soil compaction on the seedling emergence rate. Additionally, structural changes and reduction of soil aeration, induced by compaction, limit microbial biomass and diversity, and reduce biologically driven processes in the soil like respiration (Beylich *et al.*, 2010; Mariani *et al.*, 2006). In contrast, Busse *et al.* (2006) found that microbial communities were generally tolerant to postharvest soil disturbance. Several soil properties and work characteristics affect vehicle-induced compaction, such as texture, moisture, machine type and weight, tire type and pressure, and skidding traffic frequency (Ampoorter *et al.*, 2010; Arvidsson & Keller, 2007; Cambi *et al.*, 2015, 2016a). Although fine textured soils are generally more susceptible to compaction than coarse-textured ones (Hillel, 2004a). A meta-analysis study reported an obvious compaction impact on both fine and coarse textured soils (Ampoorter *et al.*, 2012).

Compaction impact on soil physical properties is commonly described using bulk density (BD) (Carter, 1990; Håkansson & Lipiec, 2000) or soil penetration resistance (PR), which characterizes the vertical force required to introduce a cone into the soil, and thereby assessing soil strength and evaluating root penetrability (Vaz & Hopmans, 2001). A positive correlation was observed between BD and PR with a significant effect of soil moisture (Vaz *et al.*, 2001). However, Ampoorter *et al.* (2010) reported no clear correlation due to high variations in BD and PR. Several studies suggested that PR is more efficient to reveal the effect of compaction instead of BD (Bécel *et al.*, 2011; Cambi *et al.*, 2016b; Marchi *et al.*, 2014; Venanzi *et al.*, 2016), especially in dry conditions (Goutal, 2012; Smith *et al.*, 1997). Some assessments of compaction effect used PR and shear resistance. Cambi

et al. (2016b) suggested that with a higher slope, the major effect was on the shear resistance, while it was on the PR in other cases. Thus, PR is a relevant tool to describe soil compaction in lowland forests. In order to ensure comparable results of PR, penetrometer measurements should be performed in constant soil moisture conditions or be standardized as a function of soil moisture (Goutal, 2012; Smith *et al.*, 1997). Many studies focused on the effects of compaction on soil PR; however, the results are difficult to compare because of the strong variation of the experimental conditions, such as soil physical characteristics or equipment. For example, after five skidding cycles in dry conditions, Ampoorter et al. (2010) showed that PR increased up to 60-70% in coarse textured soils and 150% in fine textured soils, whilst these values were higher in wet conditions. Further, Abdi et al. (2017) found an increase of PR up to 115% in fine textured soils in the upper layer (0-10 cm), and up to 60% in the following layer (10-20 cm). Moreover, the augmentation of PR increases with higher machine passes, regardless of type (Ampoorter *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2016b; Sakai *et al.*, 2008).

Although soil compaction and its impact on soil health has been widely studied (Brais & Camiré, 1998; Cardenas *et al.*, 2015; Frey *et al.*, 2009; Herbauts *et al.*, 1996; Sands *et al.*, 1979), the time required for the soil to recover after compaction is mainly documented over short periods (between three and five years). The literature shows contrasting results; Croke et al. (2001) found no significant recovery in the superficial layer for variously textured soils after five years of compaction. Goutal et al. (2013) reported no recovery of PR in loamy soils four years after compaction, while they showed significant recovery of soil air composition. In contrast, Marchi et al., (2016) found no physical or biological recovery of sandy loam soils after two years of compaction, even in the surface layers. Hartmann et al. (2014) showed the recovery of microbial communities in an acidic loamy soil after four years of a light compaction, but no recovery was

found for severe compaction. Page-Dumroese et al. (2006) exhibited a slower progression of physical recovery for fine-textured soils, and an evident recovery of a coarse-textured soil. The recovery depends on the initial compaction severity, therefore used equipment and harvesting systems may control the recovery dynamic (Mace, 1971; Picchio *et al.*, 2018). Moreover, the recovery level seems to be relative to soil depth. For instance, three to four years after compaction, Goutal et al. (2012) found a structural regeneration in the upper subsoil (0-10 cm) in two fine-textured soils and a partial regeneration in the following layer (10-20 cm) in a more clayey soil.

Soil recovery is first enhanced by contrasting climatic conditions, such as wetting-drying and freezing-thawing (Sveistrup *et al.*, 2005). In addition, plant roots play a powerful role to the reestablishment of porosity (Bottinelli *et al.*, 2014b; Mace, 1971; Meyer *et al.*, 2014), whereas faunal activities may promote later pore recovery (Beylich *et al.*, 2010; Meyer *et al.*, 2014). After three to four years of assessment, Goutal et al. (2012) emphasized the importance of large time scale studies to obtain more accurate results describing soil recovery. Some studies used space-for-time substitution approach to investigate recovery on multi-decadal scale. Thus, von Wilpert & Schäffer (2006) found no sign of restoration on soil aeration and rooting in loamy soils 14 years after the compaction, whereas restoration was achieved after twenty years in about 30 cm of depth. Ebeling et al. (2016) also found a structural recovery of acidic loamy and silty soils after twenty years; in contrast, structural disturbance persisted sandy soil for few more decades, suggesting a very low ability of sandy soil to recover. These results are in disagreement with Page-Dumroese et al. (2006), who have reported a recovery in the upper layer of a sandy soil after five years. Beyond the texture, soil pH influences the faunal bioturbation, especially the abundance and activity of earthworms, hence it influences the soil recovery rate (Beylich *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2015). The space-for-time substitution approach forms the most effective way to study a long-term

recovery of soil, even though it is associated to several uncertainties, such as moisture conditions during the passage of machines, frequency of passage on the same ruts and the machine type and weight (Ebeling *et al.*, 2016; Walker *et al.*, 2010). Further, in managed forests the assignment of a date to a rut is complicated, depending to the ruts longevity and the frequency of logging operation. Based on previous studies, a large time scale is important to review soil recovery processes (Goutal *et al.*, 2012a; Marchi *et al.*, 2016). In this study, the recovering of forest soils after compaction was examined on a multi-decadal scale using a space-for-time substitution approach supported by a robust dating between some months to 45 years. Two soil types were selected (i.e. Luvisol and Podzol) taking into account the possible effects of physicochemical properties of the soils. The evaluation of compaction and soil recovery were performed using the soil penetration resistance. Penetration resistance profiles were measured up to 30 cm depth in the trails of compaction, as a compacted soil, and beside the trails, in an undisturbed, as a control; this was done to firstly precise the depth influence and secondly to consider the natural evolution of compacted soils over time for both soil types. The soil recovery is expected to carry out from the surface to the deeper layers regardless of the soil type. In addition, it is expected to be faster in Luvisol than Podzol, depending on the difference in the magnitude of bioactivities between these soil types.

III.3 Materials and methods

III.3.1 Study site

The study was conducted in the Compiègne state forest (49°22' N; 2°54' E; 32–148 m altitude), which is located in Northern France and extends over ca. 14,000 ha (figure III.1). The forest is

under the management of the French National Office of Forests (ONF). The climate is sub-oceanic with average annual temperature of 10.5°C and annual precipitation of 619 mm (Climate-data.org). The geological substrate mainly consists of Cretaceous, Paleocene, Eocene sand and limestone, and it is locally covered by quaternary loess or drift sand (BRGM, 2000). The current vegetation is a temperate deciduous forest dominated by common beech (*Fagus sylvatica* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* Liebl.), with several planted Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands (ONF, 2012). The soils are mostly Cambisols, Luvisols and Podzols (FAO classification), and to a lesser extent waterlogged soils. Since Cambisols exhibit high variability of texture, thickness and chemical properties, only Luvisols and Podzols were investigated in this study. These two types extend over the entire massif of the forest (figure III.1). In order to limit heterogeneity, two patches were chosen: The Luvisols that are developed on loam to silt-loam loessic cover and located in the south of the forest massif, and the Podzols that are developed on Paleocene sands and located in the west part.

III] Résilience physique du sol forestier après une compaction par les engins lourds, révélée par la résistance à la pénétration à une échelle multi-décennale

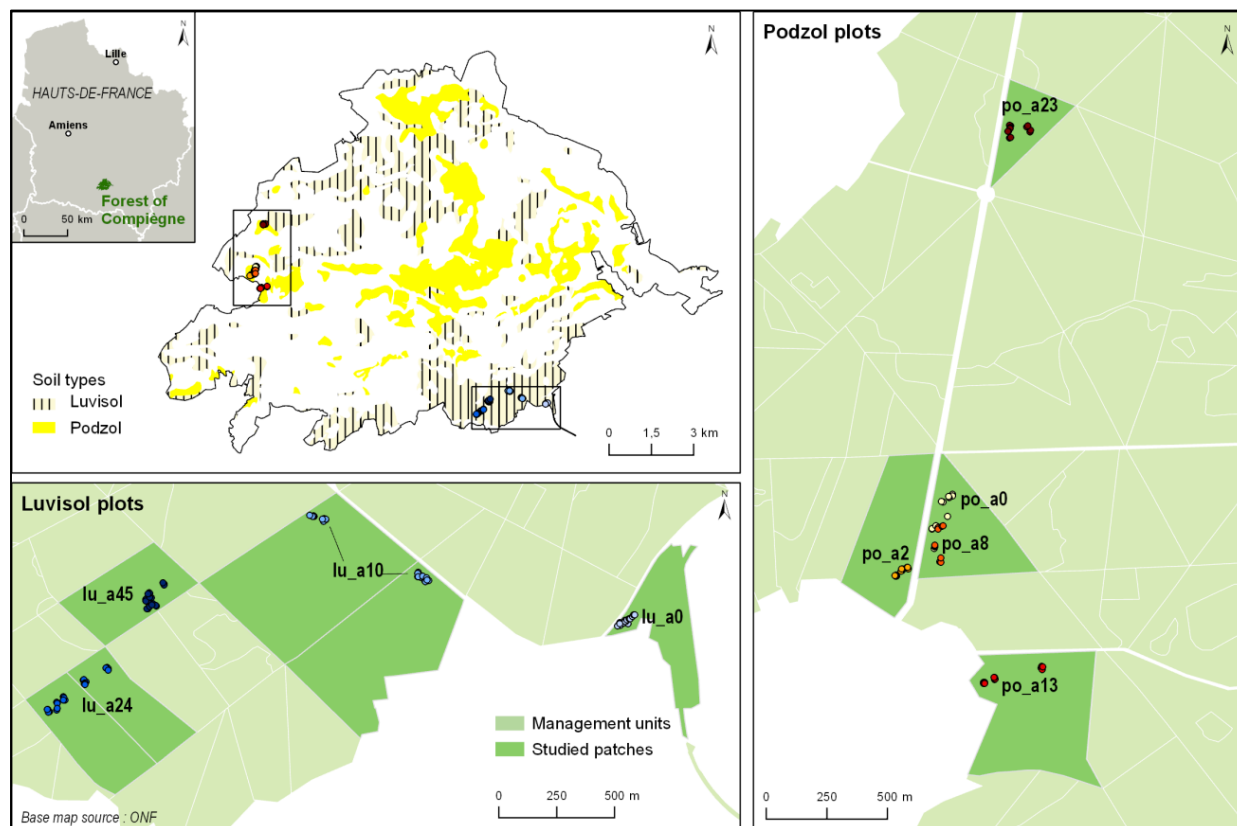


Figure III.1: Distribution of Luvisols and Podzols in Compiègne forest and locations of the study plots in the FMU, showing the adopted compaction chronosequences: 1) *po_a0*, *po_a2*, *po_a8*, *po_a13*, and *po_a23* correspond to the Podzol skidding trails compacted 0, 2, 8, 13, 23 years ago respectively, and 2) *lu_a0*, *lu_a10*, *lu_a24*, and *lu_a45* correspond to the Luvisol skidding trails compacted 0, 10, 24, and 45 years ago respectively.

III.3.2 Forest management and equipment

Nowadays, the logging operations in the forest of Compiègne are carried out using eight-wheeled machines with weight off-load between 10 and 15 tons (10 tons higher in cases of wood load). Tracks are exceptionally used in sensitive zones (less than 5%). Since the 1980s, permanent skid trails have been implemented. Wood skidding is performed with skidder passages into forest patches, even when skidders are equipped with cables or grapples. The frequency of forestry machine passages is around eight to ten years and it is globally unchanged since the 1970s. The logging operations performed during the 1970s used equipment with almost equivalent masses to those used nowadays; nonetheless, the former were six- and four-wheeled, which indicate the application of higher compaction magnitudes due to smaller surface contact between the machines'

tires and the soils (Augoyard et al., 2017). In addition, precautions about soil damages were poorly recognized. Thereby, multiple and heavy traffic were practiced, soil type vulnerability, as well as soil moisture conditions were not taken into account.

III.3.3 Selection of the compaction chronosequence

The skidding trails were identified using DEM (Digital Elevation Model) from a LIDAR (Light Detection and Ranging) survey and aerial photographs. The LIDAR survey was performed in February 2014. The outcomes, 50 cm resolution DEMs, were used to perform Local Relief Modelling (LRM) spatial treatment. The LRM is a relevant technique that is used for visualizing the small-scale elevation differences and highlighting some features with very slight topographic variations such as ruts (figure III.2b) (Hesse, 2010). Historical aerial photographs were consulted on the website of the French National Institute of Geographic and Forest Information (IGN) to identify the ruts following the forest thinning and clear-cutting. The skidding trails were dated using management plans of ONF and aerial photographs (figure III.2a). The most recent trails (after to February 2014) were observed on the field, then dated based on the last forest operation in the management plans. Two multi-decadal scale chronosequences were implemented: 0, 10, 24 and 45 years trails for the Luvisols, termed lu_a0, lu_a10, lu_a24 and lu_a45, respectively, and 0, 2, 8, 13 and 23 years trails for the Podzols, termed po_a0, po_a2, po_a8, po_a13 and po_a23, respectively (figure III.1). The trails aged zero year correspond to forest operations performed between January and mid-March 2017, so they were between one and three months when the measurements were performed. All the spatial and image analyses are performed using ArcGIS 10.4 (ESRI).

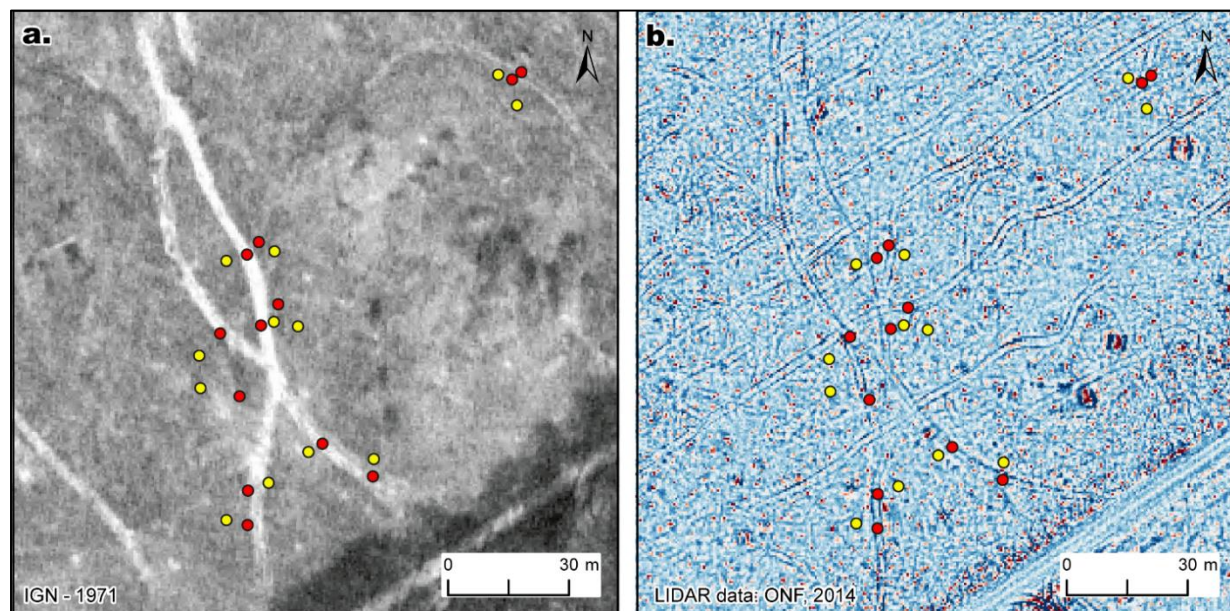


Figure III.2: Example of the study site lu_a45. a. 1971 aerial photograph to date the trails (IGN). b. LRM raster (50 cm resolution) obtained from LIDAR DEM: the ruts (skidding trails) appear as linear sunken path (in dark blue, red corresponds to the peaks). Red dots are the measuring plots in the compaction trails and yellow dots are control plots located next to the ruts in undisturbed soils.

III.3.4 Data collection and analysis

The measurements were performed at the end of winter on March 16th and 22th, 2017, for the Luvisols and the Podzols, respectively. During this part of the year, local soil available water capacities are fulfilled and evapotranspiration is very reduced. The last strong rainy episode took place from March 5th to 9th, therefore, soils were unsaturated and soil water content was still near the field capacity to ensure comparable outcomes (Smith et al., 1997). According to the available forest management unit (FMU) per age modality, 6 to 12 plots were sampled; only one FMU per age was found for the Podzols and lu_a0, then six plots were sampled. For lu_a10 and lu_a24, two FMUs per age were found, then 12 plots were sampled. For lu_a45, the skidding trails were sufficiently lengthy to take 12 plots (see supplementary data table III-S.1). Soil compaction was recorded by the measurement of soil penetration resistance using a penetrometer (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, the Netherlands) and analyzed up to 30 cm of depth. Below this chosen depth, the penetrometer was blocked by a severe compaction (especially for some Luvisol

measurements), and to a lesser extent by roots or stones. Therefore, the PR dataset got more lacunar for all the studied patches. In addition, this depth interval respects the range described in similar studies as the most compactible by logging machines, avoiding deeper natural compaction effect (Ampoorter et al., 2007; Godefroid and Koedam, 2004), and including of the most bioactive processes (Ampoorter et al., 2010; Godefroid and Koedam, 2004). Three replicates were recorded per plot in the skidding trails (ruts) as compacted soil, as well as in the undisturbed soils located beside the ruts, as control (figure III.2).

Samples were collected in control soils from 0-5 and 20-30 cm depths; the samples were then air-dried and sieved to 2 mm. The soil pH (in distilled water; ISO10390:2004) was recorded on the 0-5 cm samples and particle size distribution (NF X31-107) was performed on the 20-30 cm samples pooled by age modality.

The penetrometer provides measurements of PR at each centimeter of depth. The distribution of PR dataset showed a non-normal distribution. Consequently, non-parametric analyses were performed for the following analyses: Mean comparisons of PR were performed between compacted and undisturbed soil irrespective to the soil type, as well as between Podzol and Luvisol irrespective to the situation (compacted or undisturbed) using Wilcoxon test. Then, the means and standard deviations of the PR were calculated for the depth ranges at 0-10, 10-20, and 20-30 cm respectively. In addition, PR per depth, depth range, soil type and age modality were compared using Kruskal-Wallis test followed by a pairwise Wilcoxon test with Bonferroni correction to adjust the p-value and avoid the possibility of Type-I error.

Several statistical models were performed, testing the impact of compaction (the main explanatory variable) on PR (the response variable), controlling the potential confounding effect of depth, soil type and time elapsed after compaction (compaction age) as covariates. In addition, their potential

interactions were tested. Soil PR, depth and compaction age were treated as continuous variables, while the variable representing the different modalities (compacted versus undisturbed) and soil type were treated as factor variables. First, as baseline or control, a null model (intercept) was tested without any explanatory variable using linear regression ($lm0: PR \sim 1$). Using ordinary least square (OLS) regression and generalized additive model (GAM), two configurations of the candidate models were tested. The first one was a model which tests the effect of the different compaction ages controlling depth, soil type and situation (i.e. compacted versus undisturbed) ($PR \sim \text{Depth} + \text{soil type} + \text{situation} + \text{compaction age}$); the second one was a model which tests the interaction effects ($PR \sim \text{Depth} * \text{soil type} * \text{situation} * \text{compaction age}$). The OLS regression approach assumes a linear relationship between PR and explanatory variables, while the GAM approach generates non-linear relationships. As an intermediate type of model, OLS regression models with a second-order polynomial relationship between soil PR and depth were performed. In total, seven different models were performed (Table III.2), and the Akaike Information Criterion (AIC) was used to select the best candidate model, which is the one with the lowest AIC value (AICmin) (Burnham and Anderson, 2002). The selected model was used to predict profile variation of PR with respect to the depth, and the deviation area between the curves of undisturbed and compacted soils was calculated to assess the predictive recovery over time. The relationship equation between the deviation area and the compaction age was used to predict the duration of complete recovery. Variance partitioning was carried out to describe how successful the explanatory variables explain the soil penetration resistance variation.

III.4 Results

III.4.1 Soil description

Despite the precautions taken in order to minimize soil heterogeneity (i.e. considering soil maps, selection of similar geological substrates, choosing short distance between FMUs of the same chronosequence), the pedological properties of plots were more or less variables.

The Podzols exhibited similar particle sizes which were dominated by sands (91 to 96.1%) and contain some clays (2.2 to 2.9%) (table III-1). Moreover, the Podzols showed a pH range between 4 to 5.02 for po_a0, po_a2, po_a8 and po_a13, according to what is expected in Podzol order, and a neutral pH (6.7) for po_a23. Moreover, the field examination of its soil profile showed a sandy soil poorly horizonated, without eluvial ash-colored nor illuvial dark-brown horizons. The humus was rather active (mull type) and some limestone fragments appeared in the deeper layers and in the molehills. In fact, despite the mapping into Podzol on Paleocene sands, the latter revealed to be on the limit with the cretaceous chalk, which outcrops in the north of the study area. Therefore, the po_a23 of our “Podzol chronosequence” is not really a Podzol. Consequently, po_a23 was separately treated as a sandy neutral soil.

The Luvisol chronosequence showed a pH range between 4.34 to 5.44, where the highest pH was recorded on the FMU located near the edge of the forest (lu_a0). By looking at the geological maps, lu_a0 shows the lower thickness of loam cover between the Luvisol FMUs. Therefore, its high pH could be referred to either the lesser thickness of loam cover or a contamination from liming of the neighboring field crops. The particle size distribution of the Luvisol exhibited a gradient from east to west. The silts were clearly dominant in the east (lu_a0 and lu_a10), then the proportion of sands increases toward the west, reaching 45% and 52% in the soils of lu_a45 and lu_a24, respectively.

III| Résilience physique du sol forestier après une compaction par les engins lourds, révélée par la résistance à la pénétration à une échelle multi-décennale

Table III-1: : summary statistics of soil properties based on the studied soil type (Luvisol and Podzol) and the compaction age of skidding trails.

Id of modality	Luvisol				Podzol				
	lu_a0	lu_a10	lu_a24	lu_a45	po_a0	po_a2	po_a8	po_a13	po_a23
Compaction age (years)	0	10	24	45	0	2	8	13	23
pH	5.44 ± 0.35	4.53 ± 0.33	4.7 ± 0.5	4.34 ± 0.18	4 ± 0.19	4.67 ± 0.82	4.52 ± 0.17	5.02 ± 0.26	6.7 ± 0.65
Clay (%)	10.5	9.9	7.5	7.3	2.7	2.5	2.6	2.9	2.2
Silt (%)	63.2	71.3	40	47.3	5.6	6.2	6.4	4.1	1.7
Sand (%)	26.3 (94.5)	18.8 (95.6)	52.5 (91.7)	45.4 (96)	91.7	91.3	91	93	96.1
PR (MPa) 0-10 cm compacted	3.56 ± 1.25 ^{cd}	2.44 ± 0.84 ^{bc}	1.54 ± 0.57 ^{ad}	1.94 ± 1.19 ^{ad}	1.5 ± 0.5 ^{abc}	2.27 ± 1.07 ^{bc}	2.43 ± 0.83 ^c	1.86 ± 0.68 ^{ab}	1.43 ± 0.4 ^{abc}
PR (MPa) 10-20 cm compacted	5.56 ± 1.13 ^{cd}	5.06 ± 1.2 ^e	3.23 ± 1.19 ^{ac}	3.38 ± 1.43 ^{bd}	2.35 ± 0.7 ^{abc}	4.09 ± 1.86 ^{cd}	4.17 ± 1.3 ^{de}	3.3 ± 0.98 ^b	2.25 ± 0.5 ^{abc}
PR (MPa) 20-30 cm compacted	6.26 ± 0.8 ^c	6.17 ± 1.17 ^d	4.74 ± 1.37 ^e	4.1 ± 1.46 ^{bc}	2.85 ± 0.85 ^{bc}	5.22 ± 1.98 ^d	4.77 ± 1.34 ^d	3.95 ± 1.52 ^c	2.79 ± 0.69 ^{bcd}
PR (MPa) 0-10 cm undisturbed	1.8 ± 0.64 ^a	1.73 ± 0.67 ^{ab}	1.54 ± 0.58 ^a	2.06 ± 0.87 ^a	1.35 ± 0.4 ^a	1.46 ± 0.92 ^a	1.8 ± 0.79 ^a	1.26 ± 0.33 ^{ab}	1.18 ± 0.5 ^{ab}
PR (MPa) 10-20 cm undisturbed	2.88 ± 0.78 ^a	2.99 ± 0.99 ^{ab}	3.03 ± 1.22 ^{ab}	3.09 ± 1.41 ^{ab}	1.92 ± 0.57 ^a	2.07 ± 1.26 ^a	2.29 ± 1 ^a	1.69 ± 0.49 ^a	1.93 ± 0.71 ^{abc}
PR (MPa) 20-30 cm undisturbed	3.39 ± 0.99 ^a	3.56 ± 1.15 ^{ab}	2.96 ± 1.05 ^{ab}	3.39 ± 1.38 ^a	2.3 ± 0.59 ^{abc}	2.63 ± 1.37 ^a	2.42 ± 1.04 ^{abc}	1.96 ± 0.6 ^{ab}	2.45 ± 1 ^{abc}
Recovery depth (cm)	Not found	4	20	21	Whole profile	6	6	5	Whole profile

§ Id of modality: The Id of modality described by the soil type (lu: Luvisol, and po: Podzol) and the compaction age of trails.

§ Compaction age: the time elapsed after the last compaction of the trails during a forest operation.

§ pH: Mean ± standard deviation of pH of the upper layer (0-5 cm) in the FMU.

§ Grain size distribution in the studied FMU (for the 20-30 cm layer) described by the percentage of clay, silt, and sand respectively. The values between parenthesis correspond to the percentage of fine sand in the sand grains.

§ Mean ± standard deviation of penetration resistance (PR) in the different soil depth ranges (0-10, 10-20, 20-30 cm), in the compacted trail as well as in the corresponded undisturbed soil. The letters represent the multiple mean comparisons, graded according to the soil type, using Wilcoxon post hoc test to follow up a Kruskal-Wallis one-way analysis of variance. PR means found in different group letter are significantly different at a level of significance of $p \leq 0.005$.

§ Recovery depth: the depth at which the PR became significantly higher in the compacted trail than in the undisturbed soil, explored by a mean comparison at each cm of depth using Wilcoxon post hoc test following a Kruskal-Wallis one-way analysis of variance ("Not found" signifies that the PR was higher in the whole profile of 30 cm, and "whole profile" signifies that there was a significant difference between compacted and undisturbed soil in the whole profile of 30 cm).

III.4.2 The effect of compaction and factors on penetration resistance

On the global dataset, compacted soils showed higher PR than control soils (mean ± sd = 3.40 ± 2.04 vs 2.35 ± 1.27 MPa; Wilcoxon test: W=15324000, $p < 0.001$). Likewise, Luvisol evidenced higher PR value than Podzol (3.18±1.90 vs 2.44±1.49 MPa; W=25832000, $p < 0.001$). The best candidate models of soil penetration resistance included interaction effects between depth, soil type, situation (compacted versus undisturbed) and age of compaction. The lower AIC value was obtained with a second-order polynomial relationship between PR and depth (model pl2 in table

III-2) and explained 49% of the total variation in penetration resistance. The model pl2 showed significant effects of depth, age of compaction, situation (compacted or undisturbed), soil and their interactions on PR (see supplementary data table III-S.2).

Table III-2.: The seven tested models and comparison criteria: Akaike Information Criterion (AIC), coefficient of determination (R²), and the degree of freedom (Df). “x” corresponds to the variables included in the model and “-“ corresponds to the excluded ones. “Interaction” signifies the interaction between all the explanatory variables.

Modeling approach	id	Depth	Situation	Soil type	Compaction age	Interactions	AIC	R ²	Df
linear model	lm0	-	-	-	-	-	52246	0	13112
linear model	lm1	X	X	X	X	-	45299	0.41	13108
linear model	lm2	X	X	X	X	X	44216	0.46	13101
Two order polynomial model	pl1	X	X	X	X	-	44920	0.43	13107
Two order polynomial model	pl2	X	X	X	X	X	43719	0.48	13095
Generalized additive model	gam1	X	X	X	X	-	44921	0.43	13105
Generalized additive model	gam2	X	X	X	X	X	43837	0.47	13098

With the exception of po_a0, a strong variation was found in the PR values between compacted and undisturbed soils with respect to the depth, irrespective to the soil type (table III-1). Contrarily to what was expected, there was no significant difference between the PR of compacted and undisturbed soils for po_a0 (table III-1). Thus, it was excluded from the analyses of Podzol recovery, and we have considered the recovery chronosequence between 2 and 13 years after compaction. The prediction model (pl2) showed a significant increase of PR with compaction which persisted even after 45 years in the deeper layer (20-30 cm) of the Luvisol (figure III.3) and after 13 years in the Podzol (figure III.4).

Among undisturbed Luvisols and among undisturbed sandy soils, the PR ranges showed that there was no significant difference, proving that they are valuable “control soils”. Moreover, these results suggest that there was no significant effect of the grain size variability described previously within the Luvisols between the FMUs.

III.4.3 Recovery chronosequences

PR decreased with time over the Luvisol chronosequence (table III-1 and figure III.3). The compacted soil had PR significantly higher than the undisturbed soil just after the compaction (lu_a0) throughout the whole profile. In lu_a10, lu_a24 and lu_a45, the PR became significantly higher in the compacted soil compared to the undisturbed soil starting from 4, 20, and 21 cm, respectively (table III-1). There were no differences between compacted and undisturbed Luvisols in the upper layer (0-10 cm) after 10 years of compaction, as well as in the following depth range (10-20 cm) after 24 years. In contrast, the PR was significantly higher in the deeper one (20-30 cm) even after 45 years. Further, the deviation area between the curves generated by the model pl2 (compacted soil vs undisturbed soil) decreased over time. This area was 13.22 MPa.cm in lu_a0, then it decreased to 11.69, 8.52 and 1.55 MPa.cm in lu_a10, lu_a24 and lu_a45, respectively. Effectively, more time is needed to achieve recovery with increasing soil depth.

For the Podzol, considering the chronosequence from 2 to 13 years after the compaction, a decrease of PR with time was observed. The study of PR over depth ranges showed that PR was significantly higher in the compacted trail compared to the undisturbed soil on po_a2 and po_a8 in the upper depth range (0-10 cm) (table III-1). In the underlying ranges (10-20 and 20-30 cm), PR was significantly higher in the compacted trails of po_a2, po_a8 and po_a13 than in their undisturbed soils (table III-1). PR measurement on the sandy neutral soil (po_a23) showed that there was no significant difference between compacted trails and undisturbed soils in the whole profile of 30 cm (table III-1). Unlike Luvisols, no distinct recovery depth was remarked over time on PR profiles. The complete recovery was achieved for the first 5 or 6 cm depth after 2, 8 and 13 years (table III-1). On the other hand, the prediction model pl2 exhibited a recovery trend by the deviation areas

between the curves (compacted vs undisturbed soil). The deviation areas were 11.45, 10.55 and 9.58 MPa.cm in po_a2, po_a8 and po_a13, respectively.

Moreover, linear relations were found between the deviation area and the compaction age in both soil types ($R^2=0.99$ and 0.97 for the Podzol and the Luvisol, respectively). Based on the equations of these relationships, the Luvisol should achieve a complete recovery up to 30 cm of depth after 53.5 years of compaction, while the Podzol would recover after 69.5 years.

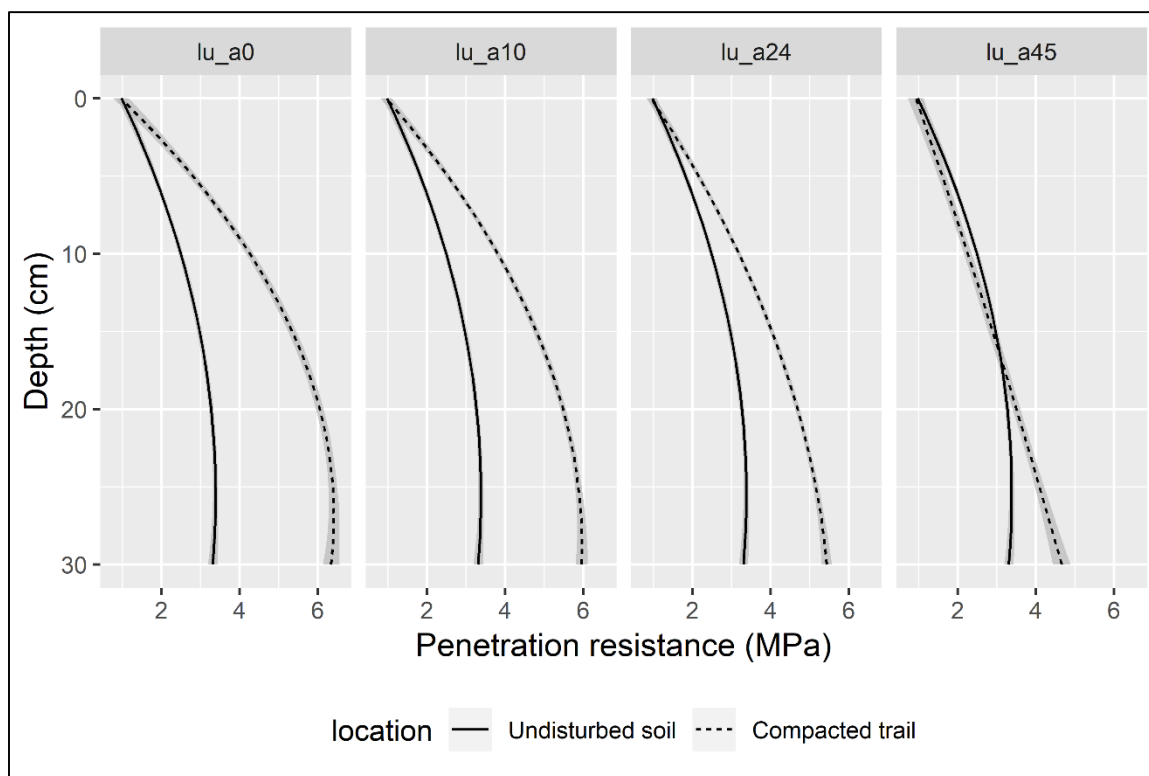


Figure III.3: Predicted variation in the soil penetration resistance (MPa) with respect to the depth (cm) in the Luvisol, following prediction model pl2, 95% confidence interval shown by the gray area.

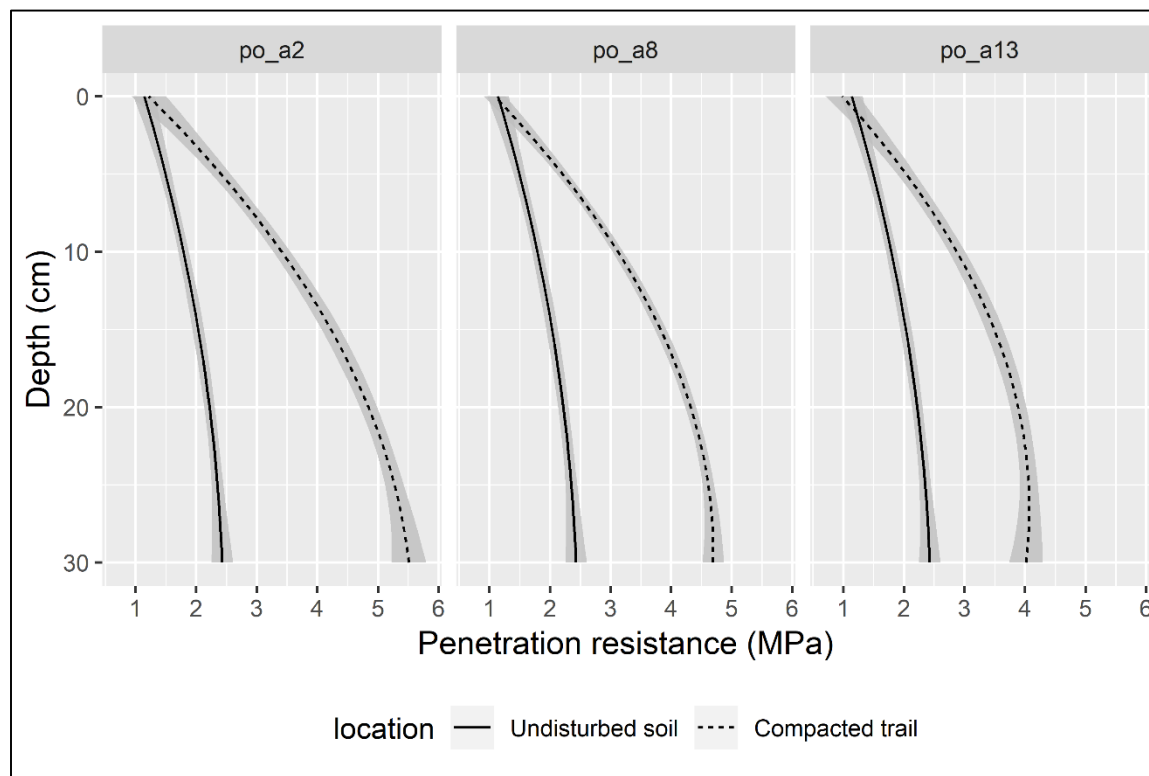


Figure III.4: Predicted variation in the soil penetration resistance (MPa) with respect to the depth (cm) in the Podzol, following prediction model pl2, 95% confidence interval shown by the gray area.

III.5 Discussion

III.5.1 PR and factor controlling

The adopted model (pl2; linear model with a second-order polynomial relationship), showing the effect of depth, soil type, situation (compacted versus undisturbed) and compaction age, explained 49% of the variance in soil PR. Based on the variance partitioning, the depth alone explained 27% of the total variance, while soil type, situation (compacted or undisturbed) and age of compaction explained 4%, 5% and 5% respectively. The shared representation of variance between the situation and the age of compaction was 6%, while the shared variance between age of compaction and soil type was 2%. The increase of soil compaction with depth irrespective to the vehicle traffic was

typically observed by numerous authors (Ampoorter et al., 2010; Brais and Camiré, 1998; Page-Dumroese et al., 2006). The PR increases with depth, related to the soil compaction; unsurprisingly, depth was the main explanatory factor of the variance in the adopted model (p12). Likewise, the soil type effect on penetration resistance was widely described due to the greater compressibility of fine particles compared to the coarse particles (Ampoorter *et al.*, 2010; Hillel, 2004a).

The field observations evidenced that the sandy soil compacted 23 years ago was not a Podzol, but a sparsely differentiated sandy soil. Its higher pH could enhance the biological activities. Consequently, it may improve and accelerate soil recovering, compared with the other sandy soils. The absence of significant differences between compacted and undisturbed soils of po_a0 may be referred to soil moisture conditions before and during the forest operation or factors related to the equipment such as the machine type, the wheel pressure or the number of skidding cycles. Unfortunately, these pieces of information were not archived and this bias exhibits the important limitation of space-for-time substitution approach compared to the experimental ones. The compaction conditions, the logging operation systems and the equipment typologies are not all known in the present work. These uncontrolled variables and unavailable material knowledge may explain an important part of the residual deviance of our model (51%).

III.5.2 Dynamic of soil recovery

The present study shows a progressive physical recovery of soils from the surface toward deeper layers. For the Luvisol chronosequence, the PR decreased with time, firstly on the 0-10 cm depth range, then on the 10-20 cm and finally on the 20-30 cm (table 1). Despite the important decrease of PR in the last layer, the recovery was still partial 45 years after compaction. However, recovery

was completed up to 4, 20 and 21 cm for soils compacted 10, 24 and 45 years ago, respectively, suggesting a strong drop of recovery rate for the deepest layer. A spatial heterogeneity of this deep recovery may be deduced by the patchy very high PR on 20-30 cm range of some Luvisols compacted 24 and 45 years ago, which has impeded data acquisition. Furthermore, our model illustrates the soil recovery by the decrease over time of area between curves of compacted and undisturbed soils. So, the achievement of the complete recovery was evaluated after around 54 years.

Nowadays, the used machines are heavier than the machines used some decades ago (von Wilpert & Schäffer, 2006), which result in a slower recovery of compacted soils. In the studied forest, this evolution of machines weight is weak and the machines currently used have comparable weights to the machines used 55 years ago. However, the logging operation systems used in the past may be considered as less ecofriendly. Indeed, the type of forest operation, the number of machine passes as well as the soil moisture conditions affect damage severity and contribute to control the recovery dynamic (Bygdén *et al.*, 2003; Cambi *et al.*, 2016b; Picchio *et al.*, 2018). In the past, very limited precautions, if any, were taken into account to limit soil compaction. Despite the lower machine weight, the damage could therefore be more severe than nowadays, which would mean that dynamic of soil recovery could be faster in the future.

The detection of a recovery rate for the Podzol using the chronosequence established in this study is not fully achieved as expected due to the restriction of the chronosequence between 2 and 13 years instead of 0 to 23 years. However, the prediction model p12 suggested a recovery dynamic with a decrease over time of the deviation area between compacted and undisturbed soil PR curves. In addition, this model assumed a complete recovery of the 30 cm soil profile in about 70 years. A low initial degree of compaction on the sandy soil compacted 23 years ago is not an option, due to

the distinct ruts identified on the aerial photographs. Therefore, the effect of soil pH, as a stimulator of the biological activities (emphasized here by the molehills), probably explains the faster recovery rate of this soil. Moreover, faunal communities are sensitive to the acidity, especially earthworms, which do not tolerate acidic soil (Muys & Granval, 1997; Potthoff *et al.*, 2008). This consideration is in agreement with the low ability of recovery of acidic sandy soils found by Ebeling *et al.* (2016). Our results highlight a faster recovery of neutral sandy soils ($\text{pH}=6.7 \pm 0.65$) after 23 years than the fine textured acidic soil ($\text{pH}=4.7 \pm 0.5$) after 24 years. Page-Dumroese *et al.* (2006) described a faster recovery of sandy soils, but, the physicochemical properties, which could better explain these results, were not been reported. The role of earthworms in the recovery of compacted soils is probably essential, although an inoculation experiments study yielded mitigated results (Ampoorter *et al.*, 2011). It is well known that the burrowing of earthworms result in a net increase of macroporosity (Edwards, 2004). A large number of studies reported that compaction has caused a decrease in earthworm abundance, whereas this negative effect depends on their ecological type (Capowiez *et al.*, 2009b; Jordan *et al.*, 2000). Thus, the preservation of earthworm population after compaction, as well as their movement from undisturbed soils to compacted trails can be an effective pathway of recovery. However, after compaction, Buck *et al.* (2000) showed that the effort required for earthworms burrowing is seriously increased for severe compaction degrees, which reduces their activities. On the other hand, thinning activities lead to increase the brightness reaching the ground, which enhances the development of roots (Mace, 1971; Perry *et al.*, 2008) and favor their contribution to crack compacted soil and consequently to create suitable conditions for soil fauna (Dorioz *et al.*, 1993; Meyer *et al.*, 2014). Furthermore, dead roots and plant detritus boost the growth of decomposers, stimulating faster recovery (Meyer *et al.*, 2014). Finally, the infiltration rate of coarse textured soils, which may exceed five times the rate in fine

textured soils, may prevent the accumulation of water in sandy soil ruts (Hillel, 2004b). Thus, for physicochemical properties suitable to earthworms, the coarse textured soils, which present lower compaction level, could be more encouraging for the return of earthworm communities after compaction than in fine textured soils. Accordingly, future studies on a chronosequence of sandy neutral soils could show a faster recovery than the current study.

III.6 Conclusion

The present work evidenced that compaction by heavy logging equipment has a long-term effect on the physical state of soils; indeed, compaction persisted in the fine textured soils that had been compacted 45 years ago. The decrease of PR over time in the Luvisol indicated a progressive dynamic of soil physical recovery from the surface toward deeper layers. Hence, the soil surface was easily recovered after compaction in comparison to the deep layers, where the recovery dynamic was mostly slowed down. A wide variability of recovery dynamic of the physical state of soils is remarked. The predicted full recovery is about 54 years for the acidic silty-loam and loamy soils (Luvisol), while it can reach about 70 years for the acidic sandy soil (Podzol). In contrast, the recovery probably could be achieved in less than twenty years for neutral sandy soils. The Luvisol chronosequence is suitable for further study on the main drivers (earthworms, etc.) of soil biological decompaction, whereas the Podzol chronosequence needs to be completed. Finally, a new chronosequence on neutral sandy soils would be relevant to confirm their faster ability to recover.

Natural soils recovery may be achieved in about twenty years in the optimal cases. Regarding the frequency of logging operations, which typically occur every eight to ten years in our study site,

this time lapse is too short for the physical recovery of the upper soil layer. In agreement with the recommendations of guides of sustainable forest management and practices as “PRATICSOL” and “PROSOL” for France (Augoyard *et al.*, 2017; Bartoli *et al.*, 2009), our study reemphasizes the importance of adapting skidding to the soil type and its hydric state, as well as to materialize regular and sustainable skidding trails throughout the life of the forest stand.

III.7 Acknowledgement

The authors would like to thank the French National Office of Forests (ONF) for providing the archives and all required information to accomplish the present study, along with the help provided by their foresters in field. The authors would like to thank Mr. Thierry Tétu, associate professor at the University of Picardie Jules Verne, for his ultimate help concerning the penetrometer measurement. We would like to thank the two anonymous reviewers whose constructive comments improved the quality of the article.

III.8 Supplementary data

Table S III-1 : descriptive of the experimental approaches in the study site. “x” signifies the presence and “-” signifies the absence.

Id of modality	Luvisol				Podzol				
	lu_a0	lu_a10	lu_a24	lu_a45	po_a0	po_a2	po_a8	po_a13	po_a23
Compaction age	0	10	24	45	0	2	8	13	23
LIDAR images	-	x	x	x	-	x	x	x	-
Aerial photographs	-	-	x	x	-	-	-	-	x
Number of available trails	1	6	6	3	2	3	3	3	2
Number of measurement plots	6	12	12	12	6	6	6	6	6
Number of PR recording per age modality	18	36	36	36	18	18	18	18	18
Reached 10 cm in undisturbed soils	18/18	36/36	36/36	36/36	18/18	18/18	18/18	18/18	18/18
Reached 10 cm in compacted soils	18/18	36/36	36/36	36/36	18/18	18/18	18/18	18/18	18/18
Reached 20 cm in undisturbed soils	18/18	36/36	36/36	36/36	18/18	18/18	18/18	18/18	18/18
Reached 20 cm in compacted soils	18/18	36/36	36/36	36/36	18/18	18/18	18/18	18/18	18/18

III| Résilience physique du sol forestier après une compaction par les engins lourds, révélée par la résistance à la pénétration à une échelle multi-décennale

Reached 30 cm in undisturbed soils	18/18	36/36	36/36	36/36	18/18	18/18	18/18	18/18	18/18
Reached 30 cm in compacted soils	18/18	36/36	14/36	29/36	18/18	18/18	18/18	18/18	18/18

§ *Id of modality*: the Id of modality described by the soil type (lu: Luvisol and po: Podzol) and the compaction age of trails.

§ *Compaction age*: the time elapsed after the last compaction of the trails during a forest operation.

§ *LIDAR images and Aerial photographs*: if LIDAR DEMs or Aerial photographs were used to identify the ruts or no.

§ *Reached 10, 20, or 30 cm*: the number of measurement repetitions by the total number of repetitions in which the penetrometer have reached the given depth to record the PR, when in some plots the penetrometer was blocked before reaching the 30 cm of depth.

Table S III-2: the effect of studied factors (situation, depth, soil type, and compaction age) and their interactions on PR, revealed by one-way ANOVA for the adopted regression model (pl2). “*” indicates the interaction between factors.

Factor	F value	p-value
depth	2815.37	<0.001
Situation	2382.58	<0.001
Compaction age	715.09	<0.001
Soil type	767.93	<0.001
depth*situation	349.22	<0.001
depth*compaction age	40.78	<0.001
depth* soil type	98.87	<0.001
Situation* soil type	9.85	<0.01
Compaction age*soil type	15.7	<0.001
depth* situation* soil type	2.74	0.06
depth* compaction age* soil type	7.17	<0.001

§ *Compaction age*: the time elapsed after the last compaction of the trails during a forest operation.

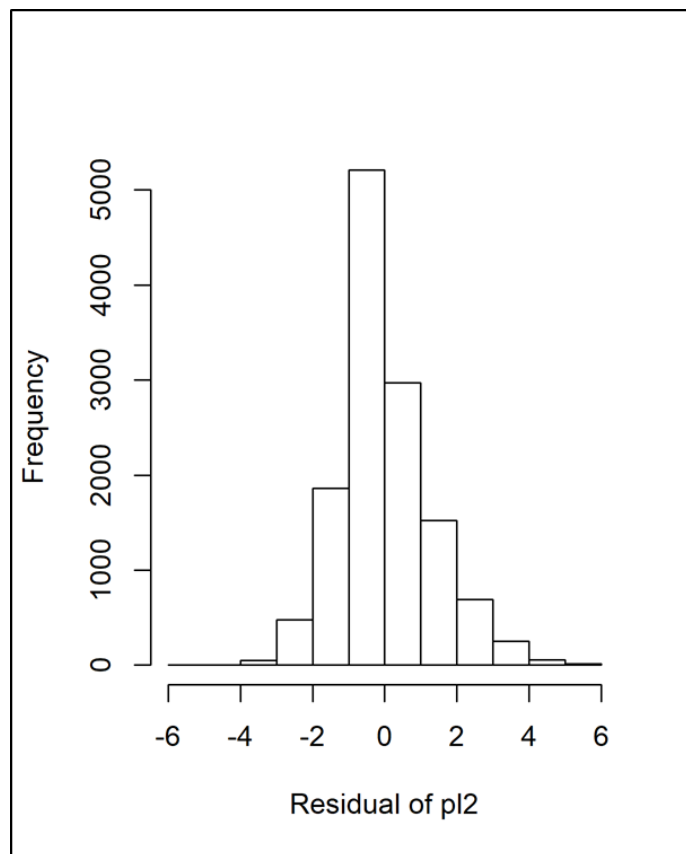


Figure S III-1 : Histogram of the residuals from the adopted model (pl2).

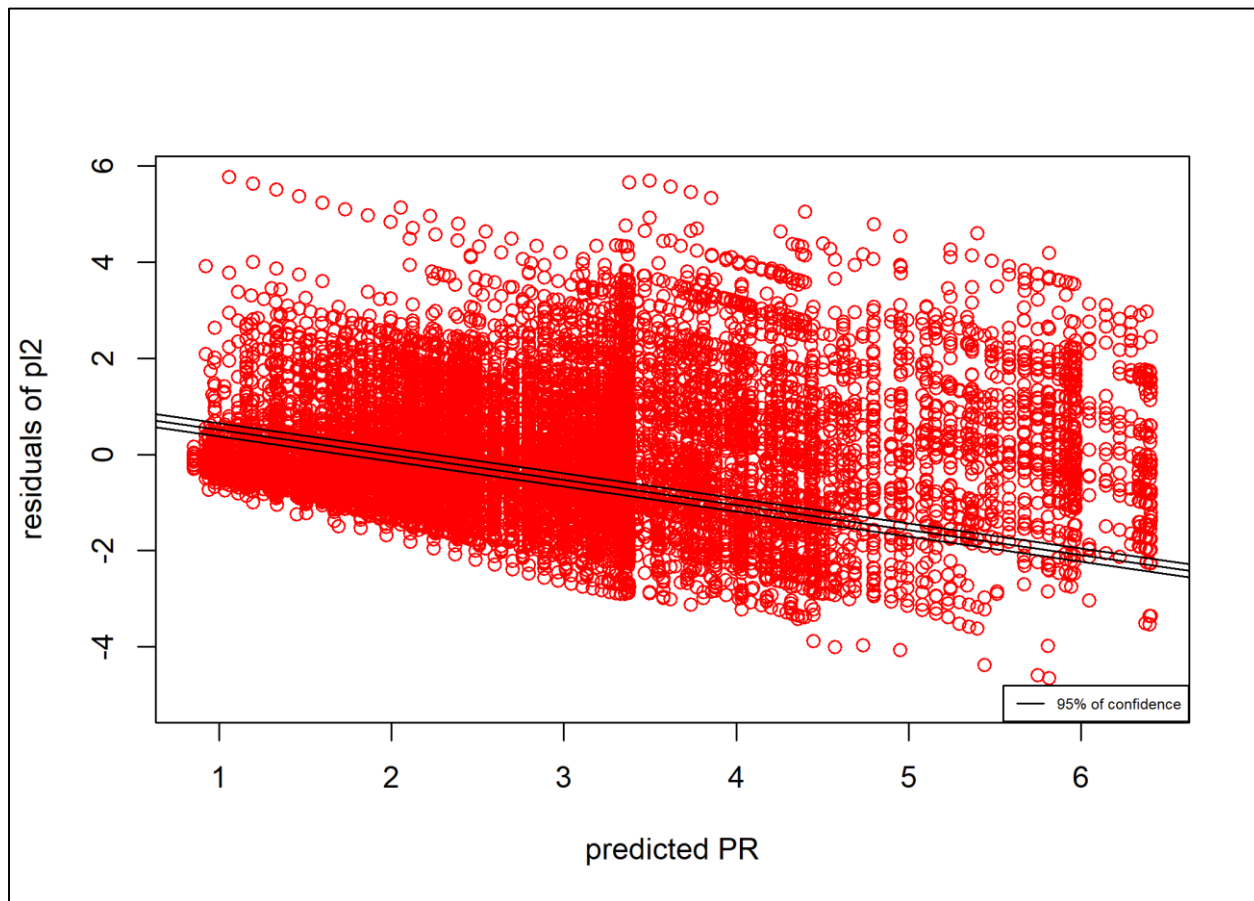


Figure S III-2: distribution of the pl2 residuals in function to the values of the predictions

III.9 Résumé en français

III.9.1 Méthodologie

- La résilience physique du sol après tassement est examinée en utilisant la résistance à la pénétration (PR). Afin d'avoir une étude à long-terme, nous avons adopté une approche de substitution du temps par l'espace
- 2 types de sols sont choisis : Podzol et Luvisol
- La sélection des traces d'engins est réalisée en utilisant des MNT de LIDAR aéroporté et des images aériennes pour les traces anciennes. La datation des traces est réalisée en

utilisant des plans de gestion de l'ONF et les images aériennes afin d'établir une chronoséquence de la résilience pour chaque type de sol

- Pour chaque type de sol, une chronoséquence est établie comme suit : 0, 10, 24, 45 ans dans le Luvisol (lu_a0, lu_a10, lu_a24, lu_a45 respectivement) et 0, 2, 8, 13, 23 ans pour le Podzol (po_a0, po_a2, po_a8, po_a13, po_a23 respectivement)
- Les mesures de PR sont réalisées jusqu'à 30 cm de profondeur. En addition, le pH du sol et la granulométrie sont examinés afin d'avoir une caractérisation physico-chimique du sol
- Comme analyses statistiques, nous avons testé plusieurs modèles pour étudier l'impact du tassement sur PR en ajoutant les facteurs qui agissent sur PR (profondeur, âge de compaction, et la situation : tassé vs contrôle) comme co-variables. Le meilleur modèle est adopté pour prédire la durée de la résilience complète de l'intervalle étudié en suivant la progression de la résilience en fonction de l'âge de compaction

III.9.2 Résultats et discussion

- La granulométrie montre une variation dans les sols des unités de gestions de Luvisol, tandis que le Podzol a présenté une granulométrie similaire dans toutes les unités de gestion
- Le pH du Luvisol n'a pas montré une variation significative entre les unités de gestion de Luvisol. Tandis que l'unité de gestion âgée de 23 ans de Podzol a montré un pH neutre contrairement aux autres unités de gestion qui ont montré un pH acide. Ce qui signifie que po_a23 n'est pas un Podzol, mais plutôt un sol sableux peu différencié, contrairement à sa classification sur la carte géologique local
- Le meilleur modèle de régression entre PR et les facteurs étudié était un modèle linéaire polynomiale d'ordre 2. Ce modèle a bien montré l'augmentation de PR suite à la compaction ainsi que la progression de la résilience avec le temps

- La compaction fait augmenter la PR significativement dans le Luvisol juste après le tassement (lu_a0), tandis que dans le Podzol il n'y avait pas de différence significative entre le sol compacté et le contrôle (po_a0). Ce dernier résultat inattendu peut être attribué aux conditions initiales de compaction
- po_a23 a montré une résilience complète après 23 ans du tassement. Ce résultat est attribué au pH neutre dans cette unité de gestion qui de ce fait stimule les activités biologiques, et par la même favorise une résilience plus rapide
- Le dynamique de la résilience a montré une progression de la surface vers les couches profondes dans les 2 types du sol, avec une résilience de la surface qui se trouve être plus rapide
- Dans le Podzol le dynamique n'était pas aussi clairement marqué que dans le Luvisol. En effet, ce dernier a montré une résilience des 10 premiers cm après 10 ans et des 20 premiers cm après 24 ans. Cette dynamique dans le Luvisol est nettement ralentie au-delà de 20 cm de profondeur
- Le modèle de régression nous a permis de bien suivre le dynamique de la résilience dans les deux types de sols en fonction du temps en calculant l'espace de déviation entre les courbes des sols tassés et les autres contrôles dans chaque modalité d'âge
- Suivant l'équation de la relation entre l'âge de compaction et l'espace de déviation, nous avons calculé la période prédite de la résilience pour chacun des 2 types de sols. Cette période était d'environ 80 ans pour le Podzol et 60 ans pour le Luvisol

III.9.3 Conclusion

- La résilience est plus rapide en surface que dans les couches profondes, et les activités biologiques jouent un rôle essentiel pour favoriser cette résilience

III| Résilience physique du sol forestier après une compaction par les engins lourds, révélée par la résistance à la pénétration à une échelle multi-décennale

- Notre travail montre que la compaction a un effet à long-terme sur le sol qui, dans le cas optimal, peut persister une vingtaine d'années. Cette période peut paraître très longue pour des pratiques de gestion effectuées chaque 8 à 10 ans
- Nous recommandons : i) L'implémentation des lignes de cloisonnement comme voies de passage permanentes dans la forêt. ii) L'adaptation des pratiques opératoires à chaque type de sols suivant ses caractéristiques physico-chimiques

IV. Résilience biologique, à une échelle multi-décennale, du sol forestier après la compaction par les engins lourds

Statut : chapitre rédigé sous forme d'un article scientifique dans sa première version.

Titre : **Biological recovery of forest soil after compaction by heavy machines on a multi-decadal scale**

Auteurs : **Hamza Mohieddine**^{1,2}, Simon Gauchet¹, Boris Brasseur¹, Fabien Spicher¹, Emilie Gallet-Moron¹, Jérôme Buridant¹, Ahmad Kobaissi², Hélène Horen^{*1}

¹Écologie et Dynamique des Systèmes Anthropisés (EDYSAN) UMR-CNRS 7058, Université de Picardie Jules Verne, 1 Rue des Louvels, Amiens Cedex 80037, France.

²Applied Plant Biotechnologies Laboratory (APBL), Faculty of Science, Lebanese University, Rafic Hariri campus, Hadat, Lebanon.

IV.1 Abstract

Soil compaction, resulted from logging of heavy machinery in forests managements, forms a main source of soil degradation. Therefore, natural recovery of soil biological quality became one of the most critical issues in the sustainability and the conservation of forest ecosystem. The recovery of soil after compaction at multi-decades' scales was studied in Compiègne forest (Northern France), using space-for-time substitute approach. Podzol and Luvisol were studied regarding their distinct vulnerability to the compaction. Compaction trails were selected and dated using a digital elevation model derived from a LIDAR survey (Light Detection and Ranging), aerial photographs, and management documents of the forest. A chronosequence of each soil type was created: 0, 10, 24 and 45 years for the Luvisol, and 0, 2, 8, 13 and 23 years for the Podzol. For each examination plot,

the assessment of physicochemical and biological parameters was carried out in ruts (compaction trails) as compacted soils, and in undisturbed soils as control soils. Pits were dug up to 50 cm in order to describe soil profile, looking for features of hydromorphy and density of roots. Soils were sampled at four different depth ranges to perform pH measurements. Soil surface respiration was measured using LI-COR (Li-6400 chamber system). Soil microarthropods were examined in the Luvisol chronosequence studying the QBS-ar index. The results showed that compaction drastically reduced the soil respiration rate irrespective to the soil type (> 50%). Following the compaction of the Luvisol, soil pH increased, hydromorphic degradations were found, root density was reduced, and a severe reduction of the microarthropods diversity was observed. QBS-ar revealed the earlier stage of recovery of the Luvisol was found after 10 years. The hydromorphic features persisted in the deeper layers of Luvisols even after 24 years. Roots, pH, fronts of decompaction, and the hydromorphy indicate that the biological recovery of depths up to 20 cm, on average, was almost achieved in 24 years, below that depth the recovery is slowed down. The biological recovery of Podzol was achieved within two years in the superficial layer revealed by the recovery stage of the respiration rate.

Keywords: Soil compaction, recovery, soil respiration, microarthropods, roots distribution, hydromorphy

IV.2 Introduction

Forest soil is the fundamental source of ecosystem productivity; therefore, managements of forest sustainability involve, seriously, the protection and conservation of soil (Binkley & Fisher, 2013). Soil compaction, resulted from heavy machinery of forest operations, is one of the most important

factor beyond the degradation of soil quality (Batey, 2009). For instance, by the beginning of XXI century, more than 30 million hectare of soil in Europe were degraded by compaction (Akker & Canarache, 2001). Nowadays, regarding the importance of forest ecosystem and the forest soil as a fundamental source of the ecosystem, soil forms a main issue in the environmental policies and agreements of sustainable development (Toivio *et al.*, 2017). Paris agreement emphasized the interest of forests to combat against climate change urging the countries to act against the degradation of forest surfaces by logging operations (Unfccc, 2015).

Use of heavy machines in forest operations leads to vertical and horizontal displacements of soil (Cambi *et al.*, 2015; Hemmat & Adamchuk, 2008). Under this mechanical stress, soil particles rearranged to a compacted level, disturbing soil structure by the compression of void cavities (Horn *et al.*, 2004). The compaction transforms soil structure from an equilibrium state of gases and water exchange to a state of complex stresses of water, air, and nutrient (Batey, 2009; Linn & Doran, 1984; Servadio *et al.*, 2001). Along with the decrease of bulk density, soil compaction leads to alter root penetrability and reduce gas exchange with the atmosphere (Ampoorter *et al.*, 2010; Ebeling *et al.*, 2016; Taylor & Brar, 1991). Thus, it reduces the CO₂ efflux released from the respiration of living organisms and mineralization processes (Anderson, 1973; Goutal *et al.*, 2012b; Novara *et al.*, 2012; Raich & Nadelhoffer, 1989). The release of CO₂ by soil respiration is inversely proportional to the density of compaction (Novara *et al.*, 2012). Moreover, aeration and gases diffusivity may be reduced even in low density of machine skidding (Ampoorter *et al.*, 2010). Roots are affected following the compaction by: i) prevention of elongation and development by the mechanical stress, ii) disease infection by the excess in water and the anoxia, iii) nutrient and oxygen limitations (Greacen & Oh, 1972; Greacen & Sands, 1980; Hamza & Anderson, 2005; Unger & Kaspar, 1994). Further to the organisms death by mechanical stress, the increase of soil

moisture, the reduction in oxygen supply, and the carbon dioxide accumulation following the compaction, lead to an important changes of biological habitats and their communities (Batey, 2009; Buck *et al.*, 2000; Ebeling *et al.*, 2016; Herbauts *et al.*, 1996; Schumacher & Smucker, 1981). Cambi *et al.* (2017) showed the degradation of microarthropods habitat by the compaction using the QBS-ar index proposed by Parisi *et al.* (2005), reporting also its decrease with the increase of compaction severity. Indeed, microarthropods involve in the litter decomposition, and enhance the growth of microbial communities, as well as they stimulate the microbial decomposition function (Huhta, 1976; Liiri *et al.*, 2002; Lindo & Visser, 2004; Menta *et al.*, 2017; Seastedt, 1984; Seastedt *et al.*, 1981). The reduction of gas exchange and the accumulation of carbon dioxide lead to create anaerobic conditions into the soil, and stimulate the anaerobic microorganisms to dominate the medium (Schnurr-Pütz *et al.*, 2006). Accordingly, anaerobic respiration substitutes the Oxygen by other elements of electron acceptors (Fe, Mn, sulfate, and nitrate) (Milleret *et al.*, 2009; Whalley *et al.*, 1995b). Consequently, features of hydromorphy by the reduced forms of these elements appear as indicators of the alteration of the biochemical processes and oxidation-reduction potential (Brevik *et al.*, 2002; Herbauts *et al.*, 1996; Pollet, 2009).

The fluctuation of soil conditions over time stimulates the reestablishment of soil porosity, thus, the recovery after compaction (Ebeling *et al.*, 2016). Wetting-drying and freezing-thawing promote the regeneration of soil structure (Sveistrup *et al.*, 2005). In addition plant roots exert a pressure force against compacted soil, creating void cavities in the corps of soil (Bottinelli *et al.*, 2014b; Mace, 1971; Meyer *et al.*, 2014). The decomposition of litter and dead roots by soil fauna, as well as the movements of earthworms contribute to recover soil structure after compaction (Beylich *et al.*, 2010; Edwards, 2004; Meyer *et al.*, 2014). On the other hand, depending on the sensibility of soil biology concerning damage changes, the recovery of soil biology can highly illustrate the

recovery of soil structure (Ebeling *et al.*, 2016). Several factors affect soil ability to recover. Mainly, soil physicochemical properties and initial conditions of compaction affect the dynamic of recovery, leading to modify its duration (Cambi *et al.*, 2015; Ebeling *et al.*, 2016; Goutal *et al.*, 2012a; Meyer *et al.*, 2014). Even if the recovery will be achieved over time, the literature shows that the soil may require some decades to reach a significant level of recovery (Ampoorter *et al.*, 2010). Hence, the assessment of soil recovery at a large time scale is recommended to describe its dynamic and achievement (Goutal *et al.*, 2012a). The literature shows contrasted recovery periods depending on the studied parameters, soil properties and the environmental factors. Croke *et al.* (2001) showed the increase of soil infiltration with time, but they did not find a significant recovery of surface soil after five years of time study. Goutal *et al.* (2012a) found that two years after compaction of loamy soil was not sufficient to describe a recovery in soil aeration. Ebeling *et al.* (2016) reported the recovery of gas diffusivity in fine textured soils after 20 years of compaction, whereas a coarse textured soil showed lower ability to recover even after 40 years. Wilpert and Schäffer (2006) found that the degradations of soil aeration and rooting remain significant after 14 years even in the upper subsoil. The last authors reported the first significant recovery after 18 years of compaction (von Wilpert & Schäffer, 2006). Bottinelli *et al.* (2014) found the functional regeneration of macropores after three years, only in the upper 7 cm.

The study of recovery at large time scale requires an approach that can simplify the large-time study and the expensive requirements of work, such as space-for-time substitution approach (i.e. the large time required can be overridden selecting different plots accorded to different dates of logging operation). Nevertheless, this method is associated to uncertainties concerning the initial conditions of compaction (Ebeling *et al.*, 2016; Walker *et al.*, 2010). In addition, ruts longevity and the frequency of logging operation complicate the accurate dating of ruts in the managed forests.

In this study, the biological recovery of forest soil after compaction by heavy machinery was examined, adopting space-for-time substitution approach supported by robust dating of ruts, between some months to 45 years. Two soil types were selected (i.e. Luvisol and Podzol), and a recovery chronosequence for each one was established. Measurements were performed in ruts (skidding trails), as compacted soil, as well as beside the ruts, as undisturbed soils or control soils. The aim of this study is to cover certain assessment of physicochemical and biological parameters to describe the recovery dynamic of the studied soils. The biological recovery was studied, studying different physicochemical and biological parameters: 1) soil surface respiration, 2) soil profile physicochemical description, and 3) microarthropods diversity. In order to describe the recovery dynamic, the physicochemical description of soil profile was performed up to 50 cm of depth. The studied parameters can show different biological indications concerning the regeneration of the biological activities and some biochemical processes. The examination of two soil types, which have different responses to the compaction and different bioactivity magnitudes, may show different recovery dynamics and periods to achieve a complete recovery. Thus, the recovery of soil surface is expected to be faster than the deeper layers. Further, the Luvisol is expected to recover faster than the Podzol. Based on the large studied surface and the large chronosequences, covered by the present work, it may provide added knowledges to support forest management and conservation.

IV.3 Materials and methods

IV.3.1 Study site

The study was carried out in the forest of Compiègne state (49°22' N; 2°54' E; 32-148 m altitude), in Northern France. The forest, extended on *ca. 14000 ha* (figure 1), is under management of the French National Office of Forests (ONF). It receives 619 mm as annual average of precipitation, and the annual temperature average is 10.5°C (Climate-data.org). The Compiègne forest presents a wild range of pedological diversity, dominated by: Cambisol, Podzol, and Luvisol (FAO classification), and to a lesser extent waterlogging soils (BRGM, 2000). The geological substrate is consist of Cretaceous, Paleocene, Eocene sand, and limestone, locally covered by quaternary loess or drift sand (BRGM, 2000) . The forest stands are dominated by beech and oak (ONF, 2012). Cambisols present high variability of texture, so the study area was limited to Luvisols and Podzols. The Luvisols, located in the southern part of the forest, developed on a loam to silt-laom loessic cover. The Podzol, located in the western part of the forest, developed on Paleocene sand (figure IV.1).

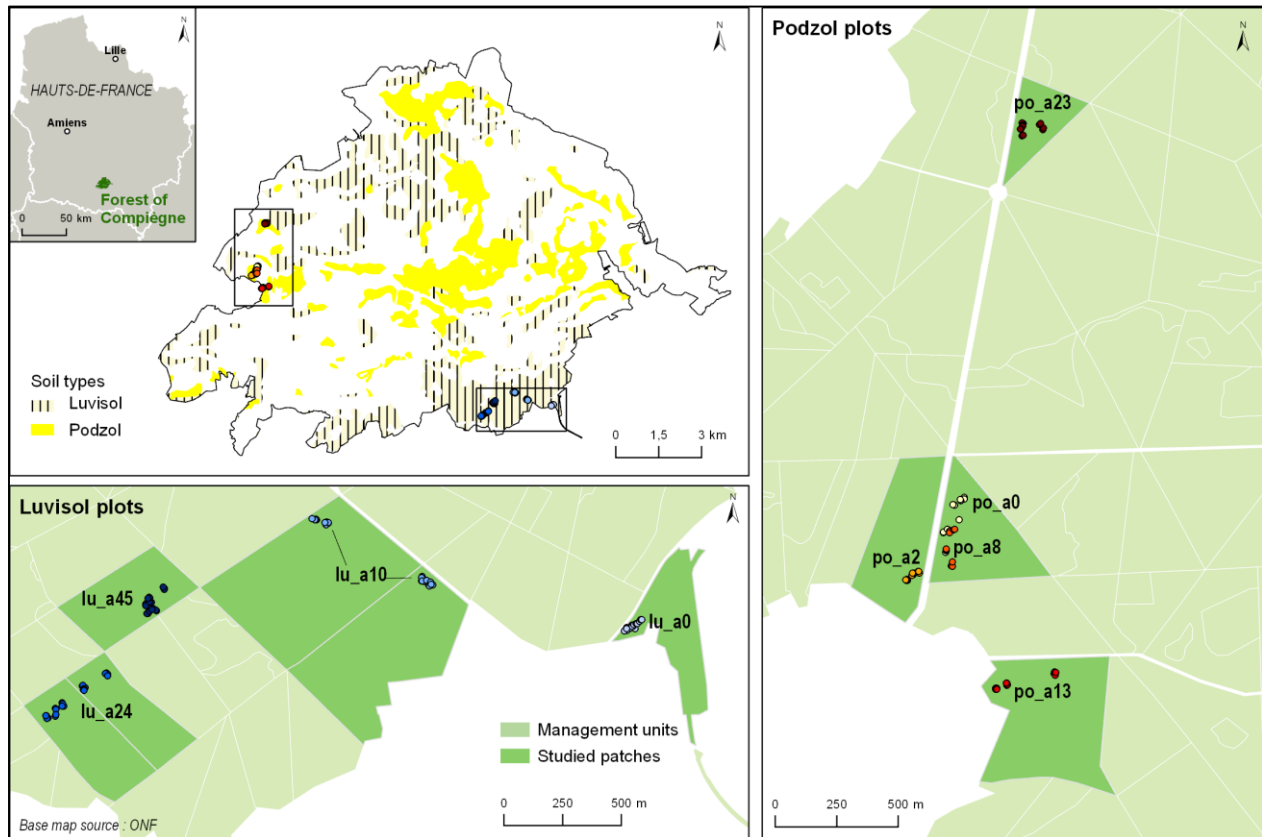


Figure IV.1: Distribution of Luvisol and Podzol in Compiègne forest and locations of the study plots in the FMU, showing the adopted compaction chronosequences: 1) *po_a0*, *po_a2*, *po_a8*, *po_a13*, and *po_a23* correspond to the Podzol skidding trails compacted 0, 2, 8, 13, 23 years ago respectively, and 2) *lu_a0*, *lu_a10*, *lu_a24*, and *lu_a45* correspond to the Luvisol skidding trails compacted 0, 10, 24, and 45 years ago respectively

IV.3.2 Experimental design and chronosequence establishment

A multi-decadal chronosequence of soil biological recovery was established for both soil types. The Luvisol chronosequence is: 0, 10, 24, and 45 years old for compaction trails, called *lu_a0*, *lu_a10*, *lu_a24*, and *lu_a45* respectively (figure IV.1). The Podzol chronosequence is: 0, 2, 8, 13, and 23 years old for compaction trails, called *po_a0*, *po_a2*, *po_a8*, *po_a13*, and *po_a23* respectively (figure IV.1). The compaction trails (ruts), resulted from thinning activities, were identified based on LIDAR (Light Detection and Ranging) 50 cm resolution DEMs (Digital Elevation Model) and historical aerial photographs consulted on the website of the French Institute of Geographical and Forest Information (IGN). Then, the compaction trails were dated thanks to management documents of the ONF and the aerial photographs. The LIDAR DEMs were treated

using LRM (Local Relief Modelling) to highlight the sunken paths (ruts) of the machines skidding. The LRM allows to highlight ground characteristics, with very slight topographical variations, such as ruts (Hesse, 2010) (figure IV.2). The trails aged zero year were from the most recent forest operations, carried out between January and mid-March 2017, so they are around some months when the field measurements and the sampling were performed.

All spatial and image analyses were performed using ArcGIS 10.4 (ESRI).

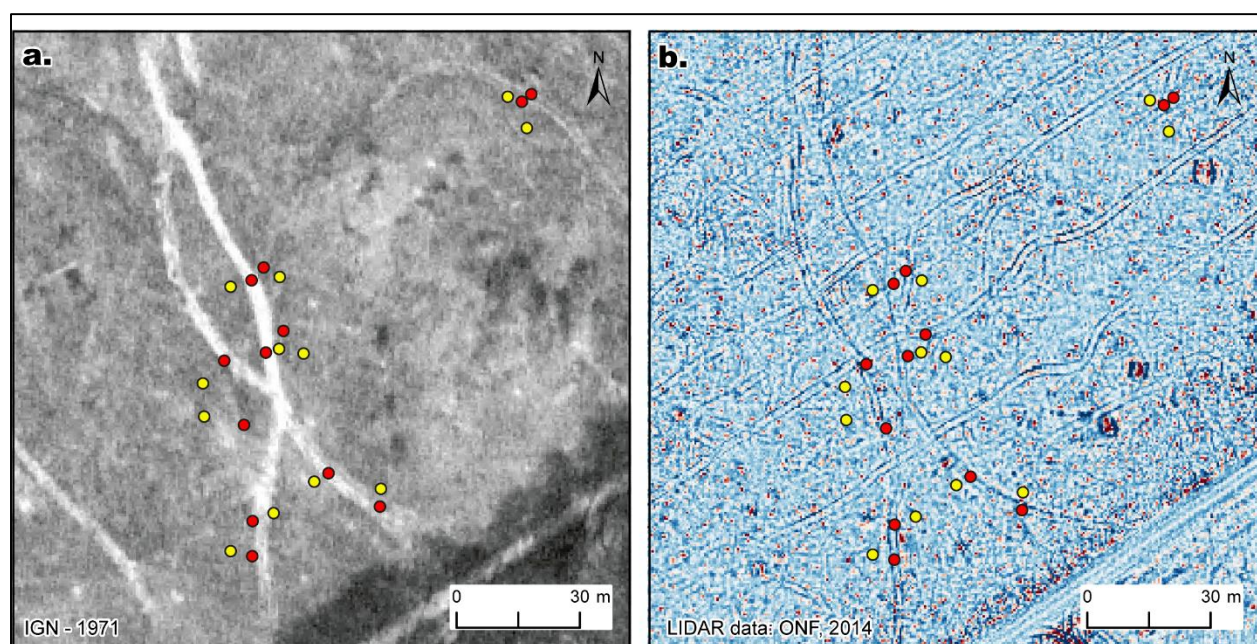


Figure IV.2: Example of the study site lu_a45. a. 1971 aerial photograph to date the trails (IGN). b. LRM raster (50 cm resolution) obtained from LIDAR DEM: the ruts (skidding trails) appear as linear sunken path (in dark blue, red corresponds to the peaks). Red dots are the measuring plots in the compaction trails and yellow dots are control plots located next to the ruts in undisturbed soil.

IV.3.3 Soil surface respiration measurement

According to the available forest management unit (FMU) per age modality, 6 to 12 plots were studied: only one FMU per age was found for the Podzols and lu_a0, so 6 plots were examined. For lu_a10 and lu_a24, two FMU per age were found, so 12 plots were examined. For lu_a45, the skidding trails were sufficiently lengthy to take 12 plots. In each plot, two measurement points were taken in ruts as compacted soil, and two others beside the ruts as control soil. Measurements

were performed using the LI-COR, LI-6400 portable chamber system, which provides the measurement accuracy of the soil CO₂ efflux resulting from the respiration of soil biota and plant roots (Liang *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2005; Xu & Qi, 2001). The litter was removed, then 2 cm of polyvinyl chloride (PVC) collars of 5 cm were inserted into the soil. Measurements were performed after 24 hours of PVC collar insertion to minimize the errors associated with the disturbance of soil and root (Wang *et al.*, 2005). Further, we avoided the time just before sunrise and after sunset for these measurements to prevent the disturbance linked to diurnal changes in soil temperature. In addition, the LI-6400 chamber system provides three pseudo-repetitions for each measurement. Measurements were performed between late April and early May 2017.

IV.3.4 Soil profile description and sampling for pH measurement

For each plot, a pit was dug up to 50 cm of depth in the compacted and the undisturbed soils. The type and thickness of soil horizon, as well as hydromorphy features and root density were noted. The hydromorphy was described by presence or absence of the following forms: i) Matrix color bleaching of horizon; ii) Bluish or/and greenish gray spots of ferrous oxide II (FeO); iii) Rusty spots of ferric oxide (Fe₂O₃); iv) Black spots of manganese oxide II (MnO) (Pollet, 2009). The small and medium root densities were noted per horizon, to detect the impact of compaction on the development and the regeneration of roots as an indicator of their regeneration after compaction. Some profiles clearly exhibited the superposition of an uncompacted horizon on a compacted one. the depth of this limit was noted as a decompaction front. In addition, in each pit, four samples were taken at 0-5 cm, 5-10 cm, 20-30 cm and 40-50 cm respectively, then samples were air-dried and sieved to 2 mm. Soil pH was measured, in distilled water (ISO10390:2004), for the soil samples in different ranges of depth, to detect the impact of compaction on the pH of soil, as an indicator

of change in biochemical processes. Samples from 20-30 cm layers of control soils were pooled by age modality, and used to examine the particle size distribution (NF X31-107).

The field work of digging and description was carried out between mid-September and late October 2016 excepted for the recent compacted FMUs (po_a0 and lu_a0), where it was carried out on mid-September 2017.

IV.3.5 Microarthropods sampling and QBS-ar index assessment

Three compacted soil cores of 100 cm² and 10 cm of depth were sampled in lu_a0, lu_a10, lu_a24 and lu_a45 plots respectively, as well as three undisturbed soil cores were sampled in lu_a45 beside the ruts as control soil. All samples were collected on the same day (May 10th 2017) to obtain similar climatic conditions. Extraction was performed using a Berlese-Tüllgren funnel during 5 days. Microarthropods were collected in a conserving solution composed of ¾ ethanol 70% and ¼ glycerol. The microarthropods were identified based on the class and the order of taxonomic levels, using a microstereoscope Leica EZ4, then they were associated to the score of habitat adaptation (EMI: Eco-Morphological Index) indexed between 1 and 20. The QBS-ar was calculated as the sum of the EMI score (Menta *et al.*, 2017; Parisi *et al.*, 2005). The microarthropods were investigated in the Luvisol only.

IV.3.6 Statistical analysis

In order to detect the effect of compaction and compaction age on the CO₂ efflux, pH, and the QBS-ar, analysis of variance, one-way ANOVA was performed. To assess the recovery dynamic, one-way ANOVA was followed by mean comparison, using Tukey's post-hoc test for the CO₂ efflux and the pH, and Duncan's post-hoc test for the QBS-ar. Multivariate analyses were performed for the profile description outcomes, using factor analysis of mixed data (FAMD), and

multiple analysis of variance MANOVA. Multivariate analyses were used to detect the effect of compaction, compaction age, and soil horizon on the density of roots and the hydromorphy, as well as to describe the recovery dynamic revealed by these parameters.

All statistical analyses were performed using R software environment (R Development Core Team, 2016). “ggplot2” package was used for graphical representations. Other packages were used for statistical analyses: “Rmisc” for descriptive statistics, “FactoMineR” for FAMD, “multcomp” for multiple mean comparison using Tukey’s post-hoc test, and “agricolae” for multiple mean comparison using Duncan’s post-hoc test. All statistical analyses were associated to 95% confidence interval and significance was required at level of $p \leq 0.05$.

IV.4 Results

IV.4.1 Soil description and physicochemical properties

Although, the selection of the studied FMUs was done consulting the forest soil map, choosing FMUs with short distance between them, and depending on similar geological substrate for each soil type. The examination of soil particle size exhibited some variability between the FMUs of the Luvisol chronosequence. These FMUs showed a gradient from east to west. The silts were dominant in the east (63.2% in lu_a0 and 71.3% in lu_a10). Then an increase of sands was found toward the west. Sands were 45% and 52%, whereas silts were 47.3% and 40% in lu_a45 and lu_a24 respectively. On the other hand, these sands were fine grained ($< 200 \mu\text{m}$). The proportion of clay was 10.5% and 9.9% in lu_a0 and lu_a10 respectively, whereas it was 7.5% and 7.3% in

lu_a24 and lu_a45 respectively. The Podzol chronosequence showed the similar particle size distribution, dominated by sands (91 to 96.1%), and smaller proportion of clays (2.2 to 2.9%). The silts were: 5.6%, 6.2%, 6.4%, 4.1%, and 1.7% for po_a0, po_a2, po_a8, po_a13, and po_a23 respectively. In addition, soil pH exhibited some variations among the FMUs of undisturbed soils of each soil type. The undisturbed soil of lu_a0 shows an increase of pH compared to the other Luvisol FMUs, in the different studied layers (table IV-1). The consulting of the geological map of the forest exhibited that lu_a0 occurs on the lowest loam cover between the Luvisol FMUs. Therefore, its highest record of pH, compared to the other Luvisols, may be referred to the lesser thickness of loam cover, and a likely liming contamination from the neighbor field crops. On the other hand, the undisturbed soil of po_a23 showed a neutral pH, contrarily to the other Podzol FMUs, which showed an acidic pH (table IV-1). Moreover, field examination of po_23 showed a sandy soil poorly horizonated, without eluvial ash-colored, nor illuvial dark-brown horizons. The humus was rather active (mull type), also some limestone fragments appeared in the deeper layers, and in the molehills as well. In fact, despite the mapping into Podzol on Paleocene sands, po_a23 revealed to be on the limit with the cretaceous chalk, which outcrops in the north of the study area. The po_a23 of our “Podzol chronosequence” is not really a Podzol as it is classified on the local pedological map. Regardless these variations, there were no significant differences between the pH of the other undisturbed soils in the different studied soil layers, among each soil type.

Table IV-1: pH means \pm standard deviations (SD) in the different sampling layers (0-5 cm, 5-10 cm, 20-30 cm, and 40-50 cm), and the mean comparison among “Compacted” (compacted trails) and “Undisturbed” (Undisturbed soil). NS: corresponds to non-significant difference and ***: corresponds to significance at p -value < 0.001

Soil type	Compaction age (yrs.)	Mean \pm SD of pH			
		0-5 cm	5-10 cm	20-30 cm	40-50 cm
		Compacted / Undisturbed	Compacted/ Undisturbed	Compacted / Undisturbed	Compacted / Undisturbed
podzol	0	4.19 \pm 0.4 / 4 \pm 0.19 ^{NS}	4.4 \pm 0.47 / 4.33 \pm 0.23 ^{NS}	5.08 \pm 0.37 / 5.5 \pm 0.48 ^{NS}	5.78 \pm 0.4 / 5.93 \pm 0.5 ^{NS}
	2	4.7 \pm 0.67 / 4.67 \pm 0.82 ^{NS}	5.05 \pm 0.4 / 4.96 \pm 0.62 ^{NS}	6.42 \pm 0.26 / 6.25 \pm 0.47 ^{NS}	6.48 \pm 0.62 / 6.3 \pm 0.59 ^{NS}

IV| Résilience biologique, à une échelle multi-décennale, du sol forestier après la compaction par les engins lourds

	8	4.74 ± 0.26 / 4.52 ± 0.17 ^{NS}	5.92 ± 0.71 / 5.49 ± 0.58 ^{NS}	6.29 ± 0.64 / 6.17 ± 0.63 ^{NS}	6 ± 0.33 / 6 ± 0.47 ^{NS}
	13	4.83 ± 0.49 / 5.02 ± 0.26 ^{NS}	5.32 ± 0.43 / 5.54 ± 0.34 ^{NS}	5.89 ± 0.69 / 5.69 ± 0.63 ^{NS}	6.63 ± 0.77 / 6.23 ± 0.67 ^{NS}
	23	6.35 ± 0.87 / 6.7 ± 0.65 ^{NS}	6.37 ± 0.8 / 6.65 ± 0.75 ^{NS}	7.12 ± 0.38 / 7.15 ± 0.15 ^{NS}	7.39 ± 0.4 / 7.35 ± 0.24 ^{NS}
	0	6.59 ± 0.59 / 5.44 ± 0.35 ^{***}	6.05 ± 0.72 / 5.03 ± 0.36 ^{***}	5.62 ± 0.4 / 5.01 ± 0.23 ^{***}	5.92 ± 0.5 / 5.11 ± 0.32 ^{***}
Luvisol	10	4.53 ± 0.3 / 4.53 ± 0.33 ^{NS}	4.5 ± 0.27 / 4.47 ± 0.22 ^{NS}	4.7 ± 0.29 / 4.61 ± 0.18 ^{NS}	4.86 ± 0.29 / 4.79 ± 0.25 ^{NS}
	24	4.73 ± 0.3 / 4.7 ± 0.5 ^{NS}	4.69 ± 0.21 / 4.54 ± 0.3 ^{NS}	4.87 ± 0.16 / 4.79 ± 0.2 ^{NS}	4.87 ± 0.21 / 4.8 ± 0.13 ^{NS}
	45	4.46 ± 0.24 / 4.34 ± 0.18 ^{NS}	4.4 ± 0.2 / 4.37 ± 0.1 ^{NS}	4.72 ± 0.15 / 4.68 ± 0.15 ^{NS}	4.93 ± 0.22 / 4.8 ± 0.12 ^{NS}

However, following the compaction, pH of lu_a0 increased significantly ($p < 0.001$) in the different studied layers (table IV-1). In the upper layer (0-5 cm), the pH increased from 5.44 ± 0.35 to 6.59 ± 0.59 . In the following layer (5-10 cm), the pH increased from 5.03 ± 0.36 to 6.05 ± 0.72 . In the 20-30 cm layer, pH increased from 5.01 ± 0.23 to 5.62 ± 0.4 . Finally, in the deeper one (40-50 cm), the pH increased from 5.11 ± 0.32 to 5.92 ± 0.5 . In contrast, there were no significant differences of pH between the compacted soils and the undisturbed soils of the other Luvisol FMUs, among all studied layers, neither in the Podzol FMUs (table IV-1).

For the Podzol chronosequence, there was no difference between the soil profiles found in the pits of compacted and undisturbed soils. Accordingly, no hydromorphy spots were found in these pits. In addition, an important density of both small and medium roots was found in all the pits, irrespective to their compaction age.

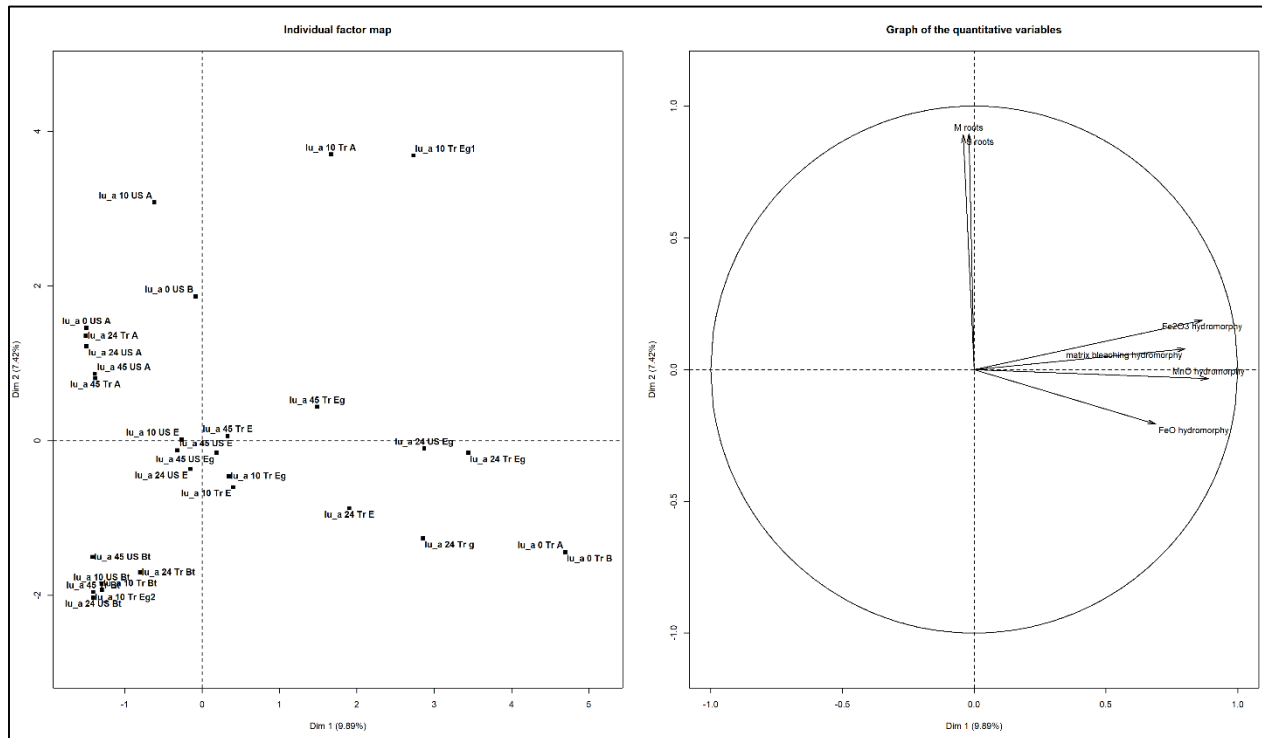


Figure IV.3: Factor analysis of mixed data representation of the soil profile description in the Luvisol. the individual factor map represents the studied soils in the pits, described by the corresponded FMU (lu_a0, lu_a10, lu_a24, and lu_a45 yrs.), the situation of sampling pit (Compacted trail (Tr) vs Undisturbed soil (US)), and the soil horizon (A, E, Eg, g, B and Bt). The quantitative map represents the studied characteristics: the hydromorphy divided in its three trails (spots of FeO, Fe₂O₃, MnO, and matrix bleaching), and the densities of small (S roots) and medium (M roots) sized roots.

MANOVA test showed highly significant effects of compaction, compaction age, and horizon separately as well as their interactions, on the hydromorphy and the root density ($p < 0.001$). Figure IV.3 represents the results of factor analysis of mixed data performed for the densities of small and medium sized roots (S and M roots respectively, figure IV.3), as well as the hydromorphy trails. All features of hydromorphy (spots of FeO, Fe₂O₃, MnO, and matrix bleaching) were correlated each other, as well as the densities of small and medium roots were correlated. In lu_a0, the compacted soil, in all their horizons (A and B), was strongly affected by the hydromorphy and the reduction in density of roots. Contrarily, in the undisturbed soils of lu_a0, an important density of roots was found without hydromorphy features. Some hydromorphy affected the horizon E of the compacted trails of lu_a10, lu_a24, and lu_a45, as well as few undisturbed soils. The hydromorphy features were found in the horizons A and E in the compacted trails of lu_a10, which showed an

important density of both sized roots (medium and small). In addition, an important density of roots was found in the horizons A of both, compacted and undisturbed soils, of lu_a24, and lu_a45. Moderate density of roots was found in the horizon E of the compacted and the undisturbed soils of lu_a45. In contrast, no features of hydromorphy were found in the deeper horizons of undisturbed soils of lu_a24 and lu_a45, where there was no small and medium roots.

IV.4.2 Soil surface respiration

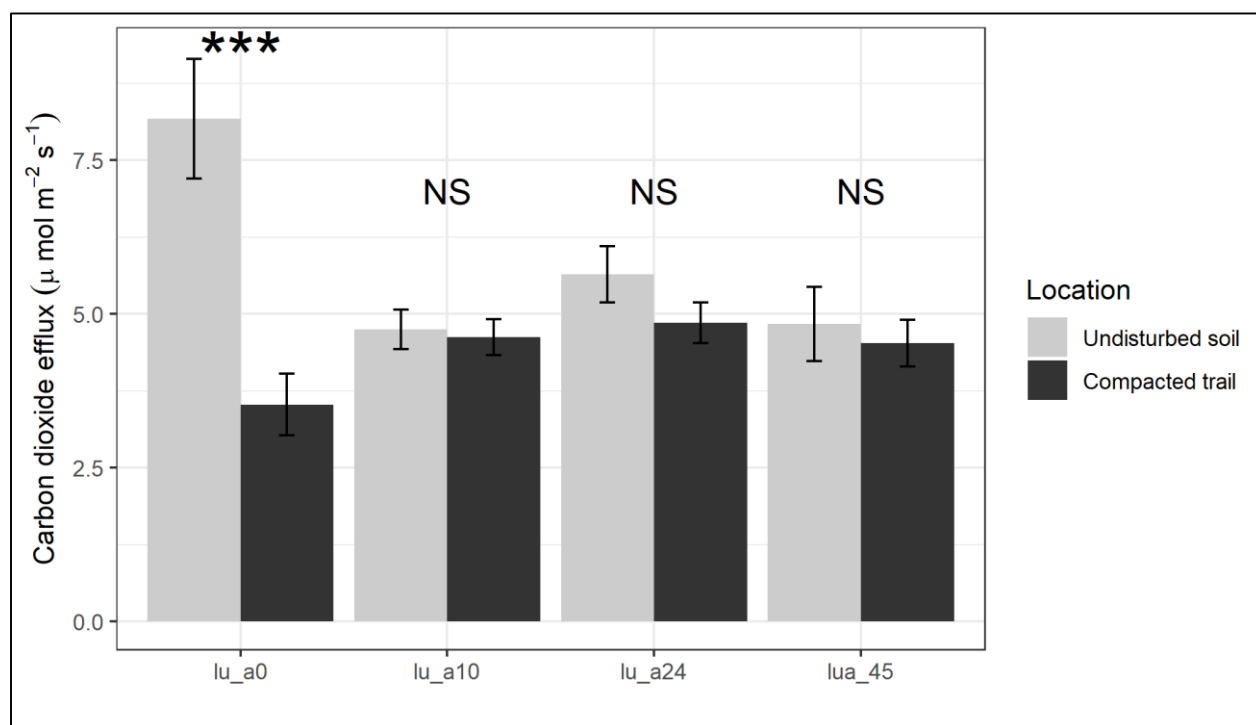


Figure IV.4: Soil CO₂ efflux variation (μmol/m²s), in the Luvisol, between the undisturbed soils and the compacted trails in the studied FMUs. (***: corresponds to the significance at p-value < 0,001 and NS corresponds to non-significant difference).

As shown in the figure IV.4, in the Luvisols, the compaction decreased significantly the mean CO₂ efflux (about 57%, $8.18 \pm 0.97 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ in the undisturbed soil vs. $3.53 \pm 0.46 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ in the compacted trails, $p < 0.001$) in lu_a0. In contrast, there was no significant difference between the compacted trails and the undisturbed soils in lu_a10 ($4.63 \pm 0.32 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs. $4.75 \pm 0.29 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), lu_a24 ($4.86 \pm 0.46 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs. $5.64 \pm 0.33 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), and lu_a45 ($4.53 \pm 0.6 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs. $4.84 \pm 0.38 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$). On the other hand, CO₂ efflux in the undisturbed soil of lu_a0

was significantly higher compared to other undisturbed Luvisols ($p < 0.001$). Whereas, there was no significant difference between the undisturbed soils of the other Luvisols.

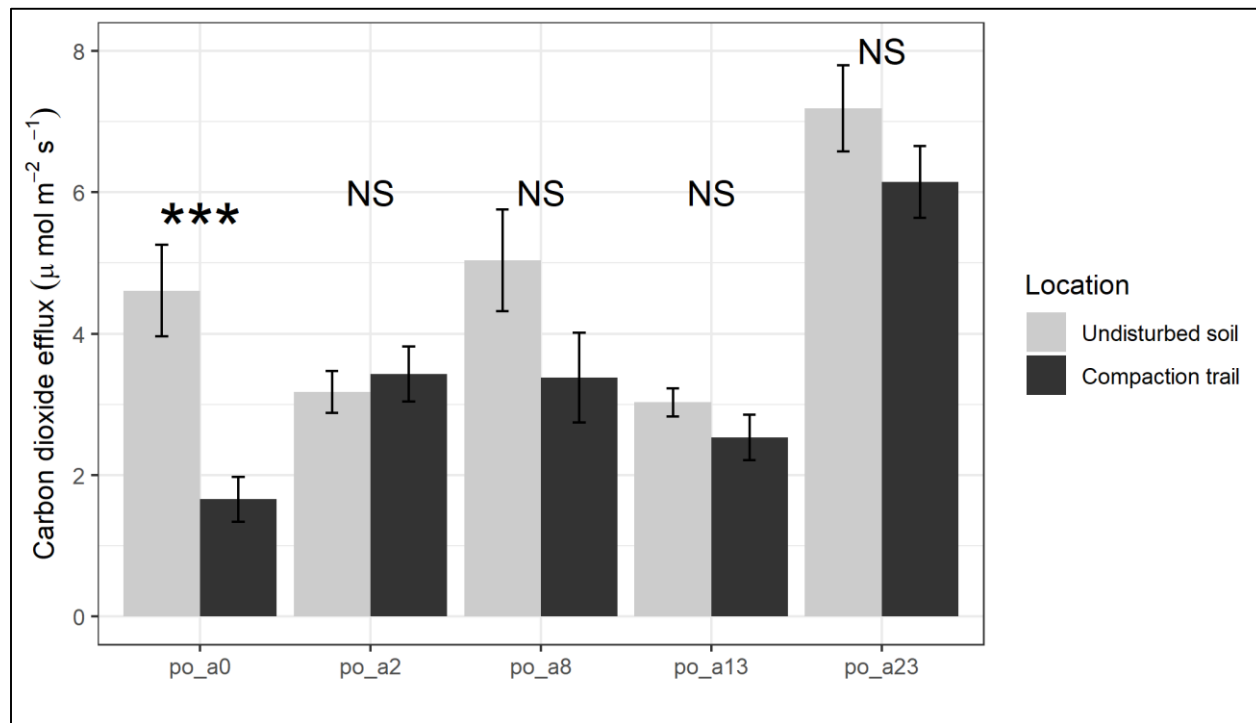


Figure IV.5: Soil CO₂ efflux variation (μmol/m²s), in the Podzol, between the undisturbed soils and the compacted trails in the studied FMUs. (***: corresponds to the significance at p -value $< 0,001$ and NS corresponds to non-significant difference).

Figure IV.5, showing the CO₂ efflux in the Podzol chronosequence, highlighted a significant decrease of CO₂ efflux in po_a0 following the compaction. CO₂ efflux was decreased about 64% in po_a0, from $4.61 \pm 0.65 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ in the undisturbed soil to $1.66 \pm 0.32 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ in the compacted trails. In contrast, there was no significant difference between the CO₂ efflux in the compacted trails and the undisturbed soil in po_a2 ($3.17 \pm 0.29 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs $3.43 \pm 0.39 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), po_a8 ($5.03 \pm 0.71 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs $3.38 \pm 0.63 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), po_a13 ($3.03 \pm 0.19 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs $2.53 \pm 0.32 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), and po_a23 ($7.18 \pm 0.61 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ vs $6.14 \pm 0.5 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$). On the other hand, CO₂ efflux in the undisturbed soil of po_a23 was significantly higher compared to other undisturbed Podzols ($p < 0.001$). Whereas, there was no significant difference between the undisturbed soil of the other Podzols.

IV.4.3 QBS-ar

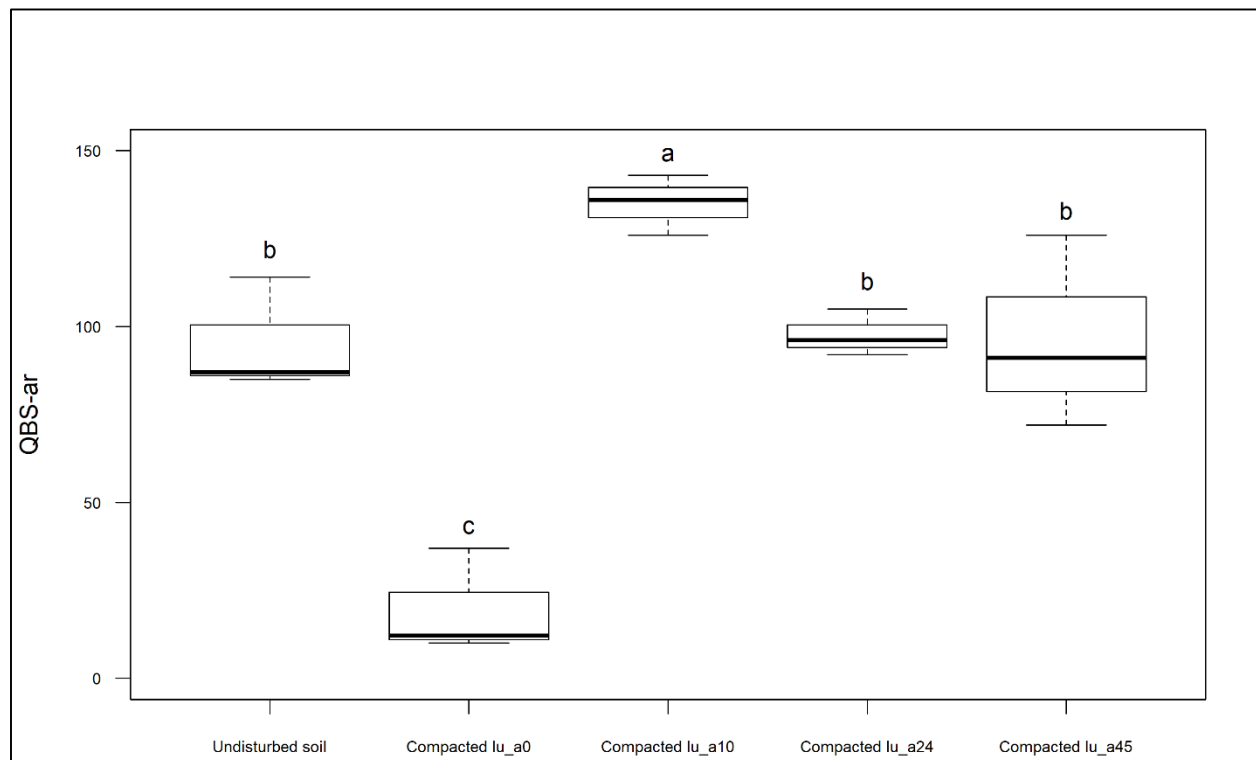


Figure IV.6: Variation of QBS-ar average, in the Luvisol, with respect to the compaction age (the age modalities vs. the undisturbed soil). Letters represent the significant difference resulted by one-way ANOVA followed by post hoc Duncan test (p -value <0.001), different letters indicate significant difference between groups.

As shown in figure IV.6, The QBS-ar in the soil recently compacted (Trail lu_a0) was significantly lower than the undisturbed soil (19.67 ± 8.69 vs. 95.33 ± 9.35 , $p < 0.001$). In contrast, there was no a significant difference between the QBS-ar average of the compacted trails of lu_a24 (97.67 ± 3.24), lu_a45 (96.33 ± 15.81), and the undisturbed soil. The QBS-ar in the compacted trails of lu_a10 (135 ± 4.93) was significantly higher compared to all others, exceeding the undisturbed soil and the other compacted trails (lu_a24 and lu_a45) of about 25%.

IV.5 Discussion

IV.5.1 Soil degradation following the compaction

The compaction affected significantly the biological and the physicochemical parameters assed in this study, reflecting a harmful degradation irrespective to the soil type (po_a0 and lu_a0). Firstly, soil surface respiration was reduced for a level greater than 50%. In fact, this level of reduction rate is widely reported in the literature under different environmental conditions (Ewel *et al.*, 1986; Goutal *et al.*, 2012b; Millikin & Bowden, 1996; Ponder, 2005). Goutal et al. (2012) found that CO₂ efflux depends on climate conditions and soil bioactivities, as well as they reported its sensitivity to the compaction by harvesting practices. Soil CO₂ efflux results from the CO₂ produced by living organisms and roots during the respiration as well as organic matter mineralization, indicating a global state of soil biological activities (Anderson, 1973; Lloyd & Taylor, 1994; Novara *et al.*, 2012; Raich & Nadelhoffer, 1989). CO₂ efflux presents great temporal and spatial variabilities (Goutal *et al.*, 2012b; Xu & Qi, 2001). In the present work, these variations were reduced performing the measurements in the same period and taking a large number of sampling (Wang *et al.*, 2005; Xu & Qi, 2001). However, a variability of CO₂ was remarked in undisturbed soils both, Podzol and Luvisol. The control Luvisols showed an important respiration rate in lu_a0 compared to the other Luvisols. Likewise, po_a23 has a high rate of respiration compared to the other control Podzols. The high respiration rates on po_a23 and lu_a0 may be referred the high pH recorded for them, which affects the soil fauna and enhances the biological activities (Beylich *et al.*, 2010; Cambi *et al.*, 2015). Thus, we agree with Goutal et al. (2012), the use of CO₂ efflux as simple indicator of changes of biological activities after compaction is mostly arguable, due to its dependency to soil properties. The degradation of Luvisol (lu_a0) after compaction have also been

shown by the other investigated parameters. The strong reduction of QBS-ar, the hydromorphic features, the decrease of root density, and the increase of pH indicate harmful degradation of habitat and the alteration of suitable conditions for the living organisms. The strong reduction of the QBS-ar (compacted lu_a0) indicated the degradation of microarthropods habitat, therefore a harmful degradation of soil biological quality in the superficial layer (first 10 cm) (Menta *et al.*, 2018; Parisi *et al.*, 2005). The reduction of QBS-ar, based on the microarthropod diversity, have been reported in several studies focused on the effect of different compaction severity and type (i.e. trampling and logging operations), and in different environmental conditions (Blasi *et al.*, 2013; Cambi *et al.*, 2017; Galli *et al.*, 2015; Menta *et al.*, 2017). Moreover, the hydromorphy and the increase of pH were found in the whole soil profile of 50 cm, which reflects the degradation of this profile range and not only the superficial one shown by the reduction of the respiration rate and the QBS-ar index. The structure disturbance results in water sequestration and alteration of soil-atmosphere exchange, thus lead to altere the aerobic soil biota and stimulate the anaerobic respiration (Frey *et al.*, 2009, 2011; Hartmann *et al.*, 2014). Consequently, facultative and obligatory anaerobic organisms are enhanced to substitute the oxygen by other forms of electron acceptor (e.g. Fe, sulfate, Mn) (Milleret *et al.*, 2009; Whalley *et al.*, 1995a). Soil pH depends on the biochemical driven processes, including elements transformation and organic matter mineralization, so a biological change in the soil may decline or raise the pH (Husson, 2013; Ste-Marie & Paré, 1999). Since Iron reducer microorganisms form the most abundant organisms enhanced in soil anaerobic conditions, and since they are proton consumers, pH may be increased indirectly by compaction (Schnurr-Pütz *et al.*, 2006). Contrarily to the Luvisol, the pH remained unchanged after the compaction in the Podzol and no hydromorphic feature was found. These results may be attributed to its texture predominated by sand (>90%) and containing few proportion of clay (<3%). The

sandy texture of the Podzol provides a high infiltration rate and lower level of water holding and retention (Hillel, 2004b, 2004a, 2004c). The high infiltration rate reduces the effect of compaction, which may alter the habitat. In addition, the low proportion of clay contributes to prevent the hydromorphic processes.

IV.5.2 Recovery dynamic

The examination of Podzol chronosequence showed that po_a23 was not really a Podzol. Consequently, we cannot include it in the analyses of Podzol recovery. The soil respiration revealed a recovery stage of the Podzol within two years after the compaction. In fact, this fast recovery may reflect the recovery of surface layers rather than a complete recovery, since the recovery progresses from the surface toward the deeper layers (Mohieddinne *et al.*, 2019; Page-Dumroese *et al.*, 2006a). Moreover, the complete recovery of the surface layers of the Podzol was reported within few years, but a complete recovery of 30 cm soil range could require several decades years (Mohieddinne *et al.*, 2019).

The luvisol chronosequence showed clearly the recovery dynamic by the comparison between the results obtained by the different examined biological and physicochemical parameters. The recovery of the pH in the first two range (0-5 and 5-10 cm) and the QBS-ar after 10 years indicated the regeneration of habitat in the superficial layer. This regeneration explains the recovery of the respiration rate in the same period. The QBS-ar of the undisturbed soil, the compacted soil of lu_a24, and the compacted soil of lu_a45 are statistically equal, then they are lower about 25% of the QBS-ar in the trails of lu_a10. Microarthropods reach maximum abundance, and some changes in their taxonomic richness can be occur during the pioneer phase (earlier stage) of the habitat recovery, then this phase is followed by a decrease over time to reach the conventional level (Koehler, 1998; Menta, 2012). Accordingly, this change in microarthropods diversity may be the

factor behind the increase of QBS-ar by the appearance of some groups with high EMI. Therefore, the high record of the QBS-ar in the compacted soil of lu_a10 (25% higher than others) could reflect the pioneer phase of habitat recovery after 10 years of compaction. As the sampling was performed for the first 10 cm without litter removal, 10 years, discovered as pioneer phase of recovery, indicates the recovery of soil surface. Subsequently, the stabilization of QBS-ar after 24 years reflects the same habitat quality of uncompacted situation. Therefore, we can infer that the complete recovery of soil biological quality in the superficial layer may require between 10 to 24 years to be achieved in the Luvisol. However, this recovery of the biological quality of habitat could not prove a full regeneration of the initial microarthropod community.

The study of the hydromorphic features shows a decrease over time and their absence after 24 years in the upper horizons to be focused in the deeper ones. Hartmann *et al.* (2014) reported a high increase of anaerobically respiring species in the first horizon few years after the compaction. Herbauts *et al.* (1996) reported the decrease of the hydromorphic features over time in the upper horizon to be focused in E and Eg horizon after three years of monitoring. These results agree with our findings, showing a dynamic of recovery starting from the surface toward the deeper layers. In addition to the persistence of compaction shown by the hydromorphic spots in the deeper layers of lu_a24 and lu_a45, the fronts of decompaction indicate also a slower recovery of deeper layers compared to the surface.

IV.6 Conclusion

The present work showed the biological degradation of soil due to the compaction by heavy machinery resulted on the reduction of the respiration rate irrespective to the soil type. In the

Luvisol, the reduction of QBS-ar, the increase of pH, the reduction of root density, as well as the presence of hydromorphic features indicated that the compaction altered the soil habitat and harmed the biological processes. Consequently, it leads to create anaerobic conditions contributing to the degradation of soil health. The surface respiration showed a recovery stage for the acidic sandy soil (Podzol) within two years. The hydromorphic features showed that the compaction persisted in the acidic loamy (Luvisol) soil for some decades. The QBS-ar index showed the earlier stage of recovery for the Luvisol superficial layer after 10 years of compaction, and suggested its complete recovery between 10 and 24 years. The recovery of the hydromorphic features showed a recovery dynamic starting from the surface toward the deeper layer. This dynamic is showed up to be faster in the surface layers, and slowed down in the deeper layers (between 15 and 25 cm).

Forest management practices carry on every eight to ten years. This duration was found as earlier phase of resilience in an acidic loamy soil, or surface soil specifically. Thus, there is no an integrity between logging operations and natural recovery of soil, even for the surface soil. Consequently, the degradation of soil biological quality by compaction may be considered durable enough to promote a degradation of ecosystem productivity. Therefore, our study reemphasizes the importance of adopting practical managements minimizing the compacted surface, as much as possible. The practical managements should deal with soil type and their moisture and infiltration conditions to avoid deeper harm to the soil health.

IV.7 Acknowledgment

The authors would like to thank the ONF for their helps, providing the management documents of the forest, as well as the orientation provided by their foresters in the fieldwork. The authors are

grateful to Mr. Vincent Leroux, associate professor at the Université de Picardie Jules Verne for his help in the identifying of the microarthropods.

IV.8 Résumé en français

IV.8.1 Méthodologie

- La sélection des traces d'engin et l'établissement des chronoséquences utilisées pour examiner la résilience biologique sont les mêmes que celles qui ont été utilisées pour la résilience physique.
- La résilience biologique est examinée en examinant des paramètres biologiques et physicochimiques : 1) la respiration du sol par la mesure du flux de CO₂ sortant du sol, 2) la description du profile du sol en tenant compte des tâches d'hydromorphie, de la densité des racines et du pH sur un profile allant jusqu'à 50 cm de profondeur, 3) l'indice QBS-ar basé sur la diversité des microarthropodes (dans le Luvisol uniquement)

IV.8.2 Résultats et discussion

- La description du profile du Podzol n'a montré aucune différence significative entre les sols tassés et les sols contrôles, que ce soit au niveau de l'enracinement ou au niveau du pH
- Aucune tâche d'hydromorphie n'est trouvée dans tous les profils de Podzol
- La respiration de la surface du sol était significativement réduite (>50%) par la compaction dans les 2 types de sols juste après le tassement (lu_a0 et po_a0)

- Il n'y a pas de différence significative au niveau de la respiration entre les sols tassés dans po_a2 et lu_a10. Par conséquent, la respiration est bien rétablie dans 2 ans dans le Podzol et dans 10 ans dans le Luvisol
- La description du profil de Luvisol a montré la présence d'une hydromorphie suite à la compaction et sa persistance après 10 ans, mais un bon rétablissement est remarqué après une vingtaine d'année jusqu'à 20 cm. De même, quelque traces d'hydromorphie sont trouvées même après 45 ans au-dessous de 20 cm
- Des fronts de décompaction sont trouvés dans le Luvisol entre 15 et 20 cm dans les ornières de 24 et 45 ans. Ce résultat indique la récupération du sol avec le temps
- Le pH était significativement réduit suite à la compaction dans le Luvisol. Cette réduction indique la perturbation et la réduction des activités biologiques dans le sol et la dominance de l'aérobie dans le milieu. En revanche, 10 ans après le tassement, le pH du sol est bien rétabli.
- L'indice QBS-ar est aussi significativement réduit suite à la compaction dans le Luvisol. Les moyennes de QBS-ar étaient statistiquement égales entre le sol contrôle et les sols tassés il y a 24 et 45 ans. La moyenne de QBS-ar après 10 ans était significativement supérieure aux autres indiquant les phases primitives de la résilience du Luvisol

IV.8.3 Conclusion

- Nous avons trouvé que la compaction affectait les processus biologiques du sol et contribuait à sa dégradation biologique, indépendamment du type du sol
- Les fronts de décompaction et la description de l'hydromorphie dans le Luvisol ont montré la persistance de la compaction dans le Luvisol même après quelques décennies, plus particulièrement dans les couches profondes

- L'examen de l'indice de QBS-ar a prouvé que la période de 10 ans est la période primitive de la résilience dans le Luvisol
- L'absence d'impact de la compaction sur les processus biochimiques dans le Podzol peut être attribué à sa texture sableuse qui évite la rétention de l'eau
- La dynamique de la résilience du Podzol n'est pas aussi clairement remarqué établie que dans le Luvisol. Cependant, nous pouvons dire que la résilience de la respiration trouvée dans 2 ans dans le Podzol est plutôt attribuée à la résilience de surface
- Suite à l'examen de la résilience biologique du sol, nous soulignons les mêmes recommandations faites précédemment, dans l'article pourtant sur la résilience physique du sol

V. Synthèse et Conclusion

V.1 Dégradation du sol après le tassement

Notre travail de recherche a montré, dans les trois articles, une dégradation au niveau de la qualité du sol par la compaction et l'orniérage. L'évaluation de l'orniérage par l'indicateur de RD, présenté dans le premier article (chapitre II), montre que le passage des engins sylvicoles a introduit la formation des ornières persistantes sur la surface de la forêt. L'orniérage visualisé via les MNT de LIDAR a montré une surface impactée énorme (40% au moyenne de la surface) par la mécanisation des opérations forestières. D'autre part, cette technique a permis de montrer un défaut technique de la gestion, concernant le manque de respect des lignes de cloisonnement par les exploitants ou bien la mal indication du cloisonnement par les gestionnaires. Quel que soit le responsable, l'augmentation significative de RD en présence des lignes de cloisonnement indique une dégradation sérieuse du sol. En addition, l'effet significatif de l'indice TWI sur RD a montré que RD est plus important dans les terrains plus susceptibles à la compaction et l'orniérage. Cela peut indiquer que la dégradation peut atteindre un niveau plus important dans les terrains plus convergents. D'autre part, nos travaux présentés dans le deuxième et le troisième article (chapitres III et IV) ont montré la dégradation apportée par la compaction aux propriétés physiques, physicochimiques et biologiques du sol. Dans les deux types du sol étudiés la dégradation biologique était montrée par la réduction de la respiration (po_{a0} et lu_{a0}). Par contre, le Podzol n'a montré aucune différence aux niveaux de l'enracinement et l'hydromorphie entre le sol tassé et le sol contrôle. Cela peut signifier que la réduction de la respiration dans le Podzol est plutôt due à la difficulté de la diffusion de gaz suite à la compaction. Mais aussi, l'absence des traits

d'hydromorphie dans le Podzol peut être attribué à sa texture sableuse (>90% de sable) et une faible proportion d'argile (<3% d'argile), ce qui assure un taux d'infiltration élevé et évite la rétention de l'eau. Par contre, l'hydromorphie était nettement détectée dans le Luvisol limoneux, qui est riche en argile (>10% d'argile). En addition, la dégradation du Luvisol est bien montrée par la réduction de l'enracinement, la réduction de l'indice QBS-ar, ainsi que par l'augmentation du pH. En addition, la sévère augmentation de la résistance à la pénétration par la compaction dans le Luvisol (lu_{a0}) peut décrire la sévérité de la compaction qui aboutit à la dégradation biologique de ce type du sol. Globalement, le Luvisol a montré une vulnérabilité à la compaction plus importante que le Podzol.

V.2 Faisabilité de LIDAR aéroporté à évaluer la compaction et l'orniérage

L'apport principal de cette étude est de montrer la faisabilité de l'emploi du LIDAR aéroporté pour étudier l'orniérage à la surface du sol. La surveillance de la forêt par le LIDAR est couramment utilisée pour des autres raisons en gestion forestière. La suggestion de bénéficier de cette technique en utilisant les MNT pour évaluer la compaction et l'orniérage peut conduire à améliorer les activités de gestion. Le traitement de MNT par le LRM a permis d'identifier très clairement les traces de passages d'engins. L'évaluation de l'orniérage par la méthode proposée doit être réalisée en créant un indicateur à une échelle fine. L'autocorrélation spatiale de l'indicateur de l'orniérage proposé dans notre étude a montré que cet indicateur était représentatif pour l'état de l'orniérage de 150 m de distance alentour. L'examen de l'autocorrélation spatiale de cet indicateur était

effectué sur trois types de sol différents. Cela indique son applicabilité sur un massif important, dans une forêt qui comporte une diversité pédologique importante comme notre site d'étude. Les facteurs environnementaux, qui ont montré des relations significatives avec la densité de l'orniérage calculé grâce aux MNT de LIDAR, sont effectivement des facteurs qui contrôlent la compaction et l'orniérage du sol. L'effet de substrat géologique comme un facteur déterminant de la texture du sol, qui à son tour contrôle la sensibilité du sol à la compaction et l'orniérage, montre que RD est un indicateur fiable de dommage introduit par l'orniérage et la compaction. En addition, la tendance pour un effet significatif de l'âge des peuplements sur RD montre qu'il représente les impacts post-opératoires, puisque l'âge des peuplements est un facteur déterminant dans la gestion forestière. D'une manière générale, nous considérons que ces résultats ne sont pas assez performants grâce au faible coefficient de détermination obtenu par le meilleur modèle de régression (12.4%). Cependant, l'examen de la corrélation de RD avec les données obtenues suivant l'inventaire floristique a montré une corrélation négative importante avec la densité de canopée qui indique l'ouverture des arbres et par suite l'éclairage de la surface. D'une part, cette corrélation signifie que la diminution de la densité de canopée est due à la coupe des arbres, et par suite l'augmentation de RD. La corrélation entre RD et SR-sp8 qui était masquée par la présence des plots de Podzol, souligne la sensibilité moins importante à la compaction et l'orniérage du Podzol par rapport aux autres types du sol, grâce à sa texture. Cela peut aussi vérifier l'effet significatif du substrat géologique sur RD attribué à la texture du sol. Mais aussi, en comparaison avec la faible dégradation du Podzol suite à la compaction (2ème et 3ème article) ce résultat peut clarifier que le Podzol, à une texture sableuse, est le moins sensible aux dommages induits par les opérations forestières. Cependant, La méthode proposée dans notre étude se base essentiellement sur la longueur cumulée des traces d'engins visualisées sur les MNT de LIDAR. La sévérité de l'orniérage et de la compaction n'était pas incluse dans la méthode parce qu'elle nécessite des

données supplémentaires, notamment la profondeur des ornières. De plus nous avons un décalage du temps entre l'inventaire floristique et le scanning de LIDAR (trois ans). La régression de SR-sp8 en fonction des conditions environnementales a montré que parmi 55% de la variance expliquée par le meilleur modèle, il y a 8% expliqués par le RD purement. Malgré cette proportion faible en comparaison avec les autres facteurs environnementaux, l'analyse des variances a montré que RD participe à la détermination de l'occurrence de ces espèces. Par conséquent, l'amélioration de la méthode en prenant en compte la sévérité de la compaction et l'orniérage, ainsi un inventaire floristique simultané avec le scanning, peut conduire à augmenter la contribution de RD en affectant l'occurrence des espèces de SR-sp8. En effet, Les espèces de SR-sp8 sont des espèces des milieux humides, dont l'occurrence est stimulée par toutes les conditions créées suite aux pratiques sylvicoles, mais notamment l'excès en humidité et l'accumulation de l'eau induites par la compaction et l'orniérage. Une proportion importante de ces espèces (60%) a montré une augmentation avec l'augmentation de RD. En addition, les espèces dont l'occurrence est défavorisée par la compaction, ont montré une diminution avec l'augmentation de RD. Par conséquent, le LIDAR présente une faisabilité significative pour décrire l'orniérage et la compaction. Comme nous avons constaté un défaut technique en manque de respect des réglementations de la gestion forestière, notre étude sollicite à utiliser cette technique pour la surveillance des opérations forestières afin de réaliser la conservation de l'écosystème par la gestion convenable. D'autre part, une sélection des traces anciennes des engins a aussi été réalisée en utilisant les MNT de LIDAR, afin d'étudier la résilience du sol. La résistance à la pénétration, qui décrit bien la compaction, a montré que chaque trace montrée sur un MNT présente une résistance à la pénétration significativement plus grande que le sol contrôle. Cette signification est remarquée sur le Luvisol, qui a montré une vulnérabilité importante au tassement. L'étude du Luvisol a montré que même après une quarantaine d'année du tassement, les traces du passage des

engins sont bien visibles sur les MNT de LIDAR, et les ornières étaient clairement identifiables sur le terrain. Ces traces ont montré un impact du tassement, physique par la résistance à la pénétration. Par conséquent, l'identification des traces des engins sur les MNT de LIDAR peut significativement servir pour étudier la compaction du sol, spécifiquement dans un sol d'une texture fine. Nous ne pouvons pas attribuer cette dernière conclusion aux sols sableux du fait d'une moindre sensibilité au tassement trouvé (article 2 et 3) et la corrélation entre RD et le type du sol (article 1). Cependant, la méthode proposée à partir de nos travaux pourrait servir dans le contrôle des activités effectuées par les opérations de déboisement, même de replantation. Cette méthode pourrait contribuer à mieux contrôler les opérations forestières, au moins en utilisation pédagogique auprès des exploitants/gestionnaires. Outre le temps consommé pour la digitalisation des traces, la contrainte essentielle de cette méthode est le coût assez élevé de l'acquisition et le traitement des données. Mais, les données résultants d'un scanning de LIDAR peuvent avoir bien d'autres applications en gestion forestière, et se généralisent actuellement dans de nombreuses forêts. Les relevés de LIDAR sont largement bénéficiant dans la gestion forestière. L'utilisation de MNT de LIDAR pour évaluer l'orniérage et la compaction est donc une des différentes fonctions que cette technique peut offrir.

V.3 Résilience du sol après le tassement

La résilience du sol après le tassement est étudiée en deux dimensions, biologique et physique. L'utilisation de la résistance à la pénétration comme un indicateur descriptif de la compaction a montré que ce paramètre est un bon indicateur de la dynamique de résilience. L'approche de substitution du temps à l'espace a permis de définir une chronoséquence robuste afin de prédire la

résilience d'une manière plus précise. La persistance de l'hydromorphie dans les couches profondes du sol a vérifié les résultats issus de l'examen de la résistance à la pénétration. La comparaison entre l'étude de la résistance à la pénétration et l'étude de la respiration du sol peut montrer que la phase de résilience trouvée par la respiration concerne la surface, par suite la résilience s'effectue d'abord en surface, et n'est pas une résilience complète. Ce résultat peut souligner que la respiration mesurée décrit la respiration à la surface du sol. Dans le deuxième article (résilience physique), nous avons montré que la dynamique de la résilience du sol progressait de la surface vers les couches profondes du sol, ce résultat était plus distinct dans le Luvisol que dans le Podzol. Les deux types de sol ont exprimé une résilience plus rapide dans la couche surfacique (0-10 cm), tandis que dans les couches plus profondes le Luvisol a montré une résilience physique plus rapide que celles du Podzol. L'augmentation de la résistance à la pénétration dans le Luvisol était significativement plus importante que le Podzol. Mais la résilience a montré une dynamique plus importante dans le Luvisol que dans le Podzol. Par conséquent, nous sommes d'accord avec Ebeling *et al.* (2016), qui affirme qu'un sol sableux acide montre une résilience très lente. Le sol sableux âgé de 23 ans dans notre chronoséquence a montré une résilience plus rapide que les autres sols sableux, et nous avons attribué ces résultats à son pH neutre qui favorise les activités biologiques. Ce résultat a montré que toutes les propriétés physicochimiques du sol, qui déterminent son dynamisme biologique agissent ensemble dans le contrôle de la résilience. Par suite, nous soulignons que cette suggestion importante doit être prise en compte dans la gestion forestière, ainsi la restauration du sol après le tassement. En se basant sur les résultats concernant la résilience biologique d'une part et la résilience physique d'autre part, nous avons remarqué une cohérence de résilience entre les différentes dimensions du sol, qui représentent ensemble à la fin la résilience structurale. Par conséquent, la durée prédite pour la résilience complète des premiers 30 cm du sol comme une résilience physique peut être appliquée

à la résilience biologique. De même, étant donné que l'intervalle de premiers 30 cm est le profil du sol le plus affecté par la compaction (Ampoorter *et al.*, 2007; Godefroid & Koedam, 2004b), cette durée prédite est applicable pour une restructuration du sol après la compaction. Si la résilience est plus rapide et plus favorisée d'un type que l'autre, la durée prédite était très longue (54 ans pour le Luvisol et 70 ans pour le Podzol).

Nous avons constaté dans cette étude que la résilience de l'orniérage n'est pas en cohérence complète avec la résilience de la compaction. L'examen physique et biologique des sols tassés anciennement est réalisé dans des ornières visibles sur la surface du sol, dont les couches superficielles ont montré un stade important de la résilience après le tassement. Par conséquent, le rétablissement de la compaction à la surface n'a pas montré un rétablissement de l'orniérage. D'autre part, dans le Podzol, il faut noter que l'examen du terrain a montré que les traces identifiées sur les MNT de LIDAR sont visibles mais faiblement distinguables sur le terrain après une quinzaine d'années. Par conséquent, l'identification par la technique de LIDAR des ornières persistantes après une longue période est davantage valable dans le Luvisol que dans le Podzol. Cela peut suggérer que les ornières du Podzol sont plus susceptibles à être masquées que les ornières du Luvisol. Le masque des ornières peut être due à une couche importante de la litière. D'ailleurs puisque le Luvisol est plus actif biologiquement, la décomposition de la litière est si favorisée en évitant un masque important des ornières par la litière. Mais aussi, le masque des ornières peut être due au comblement des ornières, en raison du dépôt d'une légère érosion, sur le sol sableux (Middleton, 1930). En conclusion, en plus que la résilience de la compaction dans les couches superficielles n'a pas signifié un rétablissement de l'orniérage, des ornières plus au moins rétablies sur le terrain ont montré une persistance de la compaction (dans le Podzol).

V.4 Optimisation

Cette étude a montré que la compaction et l'orniérage provoquent la dégradation du sol à long terme. Une période de plusieurs décennies est une période assez longue en comparaison avec les pratiques sylvicoles, qui reviennent tous les huit à dix ans dans une même parcelle. D'où vient la nécessité d'une surveillance attentive des opérations forestières afin d'assurer la durabilité de l'écosystème. La première considération à prendre en compte est la capacité de la résilience afin d'éviter une dégradation à long terme. Deuxièmement, il faut être conscient que la résilience de l'orniérage n'est pas en cohérence complète avec celle de la compaction, et cela peut signifier qu'il faut traiter chacun de deux problèmes différemment. En outre, les propriétés physicochimiques de chaque type de sol et la topographie du terrain doivent être prises en compte pour planifier les pratiques convenables. L'optimisation peut agir en deux sens : la diminution de la surface dégradée et l'assurance d'une résilience plus rapide. Comme nous l'avons vu précédemment, les racines des arbres jouent un rôle clé dans la résilience, et la présence de la litière présente un effet favorisant pour la résilience. La présence des arbres dans les parcelles déboisées doit avoir un effet favorisant pour la résilience du sol. Par conséquent, la coupe à blanc conduit à ralentir la résilience, d'où nous recommandons d'éviter la coupe à blanc. L'implantation de lignes de cloisonnement permanentes dans la forêt est fortement recommandée, indépendamment du type de sol. Mais aussi, le cloisonnement des parcelles forestières doit être bien respecté, par ailleurs ça demande une coopération plus efficace entre les exploitants et les gestionnaires. En outre, il est important de déterminer un seuil de profondeur des ornières en fonction des propriétés du sol qui contrôlent à la fois son orniérage et son pouvoir de résilience, notamment la texture. Par exemple, le sol d'une texture fine est plus susceptible à une persistance durable de l'orniérage, dans ce cas le seuil de

profondeur doit être inférieur à un seuil pour un sol sableux, qui a montré un rétablissement plus important. Cependant, quelle que soit l'optimisation de l'utilisation des engins sylvicoles lourds, cela nécessite une surveillance par les gestionnaires. Comme nous avons montré qu'une surveillance en utilisant le LIDAR aéroporté comme une technique de télédétection assure une évaluation précise de l'état de l'orniérage et la compaction. Par conséquent, nous concluons que cette technique est une technique utile pour le contrôle de la dégradation du sol forestier.

VI. Perspectives

En plus de tout ce qui est présenté dans ce manuscrit, qui montre les résultats de trois ans de travail expérimental, il manque aussi une étude des moyens d'optimisation des opérations forestières. Concernant l'utilisation du LIDAR aéroporté pour la surveillance de l'orniérage et la compaction, il faut bien valider cet outil pour l'évaluation de compaction, en étudiant la relation entre l'indicateur de la densité de l'orniérage et la résistance à la pénétration. Nous avons montré dans le premier article que l'indicateur de la densité d'orniérage (RD) peut bien représenter l'orniérage du sol, et dans le deuxième article nous avons montré que la résistance à la pénétration (PR) peut bien décrire la compaction. Par ailleurs, notre hypothèse concernant l'utilité de RD pour évaluer la compaction se base sur la mesure de PR sur les plots dont nous avons déjà calculé le RD. De la même manière que nous avons vu dans le deuxième article, nous proposons de mesurer la PR dans le profil de premiers 30 cm du sol, et calculer une PR moyenne pour chaque plot. Par suite, il faudra chercher la corrélation entre PR et RD. Il faut noter ici qu'il sera important de vérifier l'autocorrélation spatiale de PR aussi. Cette étude pourrait être complétée en ajoutant des variables supplémentaires qui sont relatives au tassement. D'autre part, une de nos perspectives très importante est de programmer un algorithme qui peut servir à automatiser la détection et la digitalisation des ornières sur les MNT de LIDAR, ainsi de calculer la RD. De plus, il manque d'essayer de calculer et évaluer la profondeur des ornières en utilisant les MNT de LIDAR. Cette perspective demande un travail assez laborieux en s'appuyant sur les calculs manuels des profondeurs des ornières sur les MNT. Par contre, il est possible de programmer un algorithme qui peut servir à automatiser ces calculs. Ainsi, de même manière fait automatiser le calcul de RD

proposée dans notre étude. Cela permettra à la fin d'automatiser l'évaluation des impacts de la mécanisation des opérations forestières. En cas de réussite de l'évaluation de la compaction complètement en se basant sur les MNT de LIDAR, ainsi de l'évaluation de la sévérité de l'orniérage (i.e. profondeur des ornières) et l'automatisation de cette méthode, il sera important d'étudier le rétablissement des ornières et la résilience après la compaction en fonction du temps. D'autre part, il sera important de créer une chronoséquence de la résilience de Cambisol dans la forêt de Compiègne, ainsi une autre pour le sol sableux neutre (po_a23 dans les articles 2 et 3). À la fin, nous pourrions prédire une importante gamme de la résilience qui regroupe différents types du sol dans la forêt. En plus, il faut étudier la résilience dans d'autres forêts, et ça sera important si on peut étudier plusieurs forêts à différentes conditions environnementales. Pour obtenir ce but en économisant le temps, nous proposons d'utiliser la résistance à la pénétration qui peut nettement évaluer la compaction, et par suite elle permet d'évaluer la résilience très facilement et rapidement, comme nous avons montré. En outre, il est important de réétudier la respiration du sol, en termes de résilience, à différentes profondeurs du sol. Cela demande l'échantillonnage du sol sur l'intervalle de la profondeur que nous avons utilisé pour examiner la résistance à la pénétration (30 premiers cm). Nous supposons que l'échantillonnage doit être effectué chaque 10 cm de la profondeur. Pour conserver les conditions locales, nous proposons de creuser des fosses dans le sol à chaque point de mesure à trois profondeurs : i) de la surface jusqu'à 10 cm pour mesurer la respiration à partir de 10 cm, ii) fosses jusqu'à 20 cm pour mesurer la respiration à partir de 20 cm, ii) fosse jusqu'à 30 cm pour mesurer la surface à partir de 30 cm. Une autre suggestion pour accomplir le but de cette proposition est d'échantillonner le sol à trois intervalles de la profondeur et de réaliser la mesure de la respiration au laboratoire après avoir conservé les échantillons des perturbations extérieurs pour la mesure.

Références

- Abdi E, Moghadamirad M, Hayati E, Jaeger D. 2017. Forest Science and Technology Soil hydrophysical degradation associated with forest operations Soil hydrophysical degradation associated with forest operations. *Forest Science and Technology* **13**: 152–157. DOI: 10.1080/21580103.2017.1387611org/10.1080/21580103.2017.1387611
- Acton DF, Padbury GA. 1993. A conceptual framework for soil quality assessment and monitoring. *A program to assess and monitor soil quality in Canada: Soil quality evaluation summary* 201
- Adejuyigbe CO, Tian G, Adeoye GO. 2006. Microcosmic study of soil microarthropod and earthworm interaction in litter decomposition and nutrient turnover. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **75**: 47–55. DOI: 10.1007/s10705-006-9010-5
- Agherkakli B, Najafi A, Sadeghi SH. 2010. Ground based operation effects on soil disturbance by steel tracked skidder in a steep slope of forest. *Journal of Forest Science* **56**: 278–284
- Akker JJH van den, Canarache A. 2001. Two European concerted actions on subsoil compaction. *Landnutzung und Landentwicklung* **42**: 15–22
- Alakukku L. 1996. Persistence of soil compaction due to high axle load traffic. II. Long-term effects on the properties of fine-textured and organic soils. *Soil and Tillage Research* **37**: 223–238. DOI: 10.1016/0167-1987(96)01017-3
- Alakukku L, Weisskopf P, Chamen WCT, Tjink FGJ, Van Der Linden JP, Pires S, Sommer C, Spoor G. 2003. Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: A review Part 1. Machine/soil interactions. *Soil and Tillage Research* **73**: 145–160. DOI: 10.1016/S0167-1987(03)00107-7
- Alaoui A, Helbling A. 2006. Evaluation of soil compaction using hydrodynamic water content variation: Comparison between compacted and non-compacted soil. *Geoderma* **134**: 97–108. DOI: 10.1016/J.GEODERMA.2005.08.016
- Ampoorter E, De Schrijver A, De Frenne P, Hermy M, Verheyen K. 2011. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. *Ecological Engineering* **37**: 1734–1746. DOI: 10.1016/J.ECOLENG.2011.07.007
- Ampoorter E, De Schrijver A, Van Nevel L, Hermy M, Verheyen K. 2012. Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis. *Annals of Forest Science* **69**: 533–542
- Ampoorter E, Goris R, Cornelis WM, Verheyen K. 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management* **241**: 162–174. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.01.019
- Ampoorter E, Van Nevel L, De Vos B, Hermy M, Verheyen K. 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. *Forest Ecology and Management* **260**: 1664–1676. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.08.002
- Ampoorter E, Verheyen K, Hermy M. 2009. Soil damage after mechanized harvesting : results of a meta-analysis. *Council on forest engineering (COFE) conference proceedings*:

Environmentally Sound Forest Operations **32**

- Andersen H-E, Mcgaughey RJ, Reutebuch SE. 2005. Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data. *Remote Sensing of Environment* **94**: 441–449. DOI: 10.1016/j.rse.2004.10.013
- Andersen HE, Reutebuch SE, McGaughey RJ, d'Oliveira MVN, Keller M. 2014. Monitoring selective logging in western amazonia with repeat lidar flights. *Remote Sensing of Environment* **151**: 157–165. DOI: 10.1016/j.rse.2013.08.049
- Anderson J, Massaro R, Edwards J. 2010. *LIDAR-DERIVED SOIL COMPACTION USING DEPLOYABLE PROBES AND SHORT-WAVE IR RETRO-REFLECTORS*.
- Anderson JM. 1973. Carbon dioxide evolution from two temperate, deciduous woodland soils. *Journal of Applied Ecology* **10**: 361–378
- Anderson T, Domsch K. 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* **25**: 393–395. DOI: 10.1016/0038-0717(93)90140-7
- Andrews S. 2013. *Everyday Soil Science #4: Bulk Density & Porosity*.
- Arocena JM. 2000. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compaction treatments. *Forest Ecology and Management* **133**: 71–80. DOI: <https://doi.org/10.1139/x83-119>
- Arvidsson J, Keller T. 2007. Soil stress as affected by wheel load and tyre inflation pressure. *Soil and Tillage Research* **96**: 284–291. DOI: 10.1016/j.still.2007.06.012
- Augoyard S, Baron P, Caco E, Guilleray L, Pischedda D, Helou TE, Pousse N, Ruch P, Ulrich E. 2017. *Pratic Sols*. Paris, France
- Ballard TM. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* **133**: 37–42. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00296-0
- Balmford A. 2002. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *science* **297**: 950–953. DOI: 10.1126/science.1073947
- Balser TC, Firestone MK. 2005. Linking microbial community composition and soil processes in a California annual grassland and mixed-conifer forest. *Biogeochemistry* **73**: 395–415. DOI: 10.1007/s10533-004-0372-y
- Bartoli M, Brêthes A, Cacot E, Chagnon J-L, Gauquelin X, Nicolas M, Pischedda D, Richter C. 2009. *PROSOL*. Paris, France
- Bastida F, Zsolnay A, Hernández T, García C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* **147**: 159–171. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.08.007
- Batey T. 2009. Soil compaction and soil management - A review. *Soil Use and Management* **25**: 335–345. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2009.00236.x
- Bécel C, Vercambre G, Pagès L. 2011. Soil penetration resistance, a suitable soil property to account for variations in root elongation and branching. *Plant and Soil* **353**: 169–180. DOI: 10.1007/s11104-011-1020-7

- Belnap J. 1995. Surface disturbances: Their role in accelerating desertification. *Environmental Monitoring and Assessment* **37**: 39–57. DOI: 10.1007/BF00546879
- Beylich A, Oberholzer H-R, Schrader S, Höper H, Wilke B-M. 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. *Soil and Tillage Research* **109**: 133–143. DOI: 10.1016/j.still.2010.05.010
- Binkley D, Fisher R. 2013. *Ecology and management of forest soils. Ecology and management of forest soils*. DOI: 10.1007/s11104-010-0391-5
- Blasi S, Menta C, Balducci L, Conti FD, Petrini E, Piovesan G. 2013. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental Monitoring and Assessment* **185**: 1637–1655. DOI: 10.1007/s10661-012-2657-2
- Blunden B, Mcbride R, Daniel H, Blackwell P. 1994. Compaction of an earthy sand by rubber tracked and tired vehicles. *Soil Research* **32**: 1095. DOI: 10.1071/SR9941095
- Bottinelli N, Capowiez Y, Ranger J. 2014a. Slow recovery of earthworm populations after heavy traffic in two forest soils in northern France. *Applied Soil Ecology* **73**: 130–133. DOI: 10.1016/j.apsoil.2013.08.017
- Bottinelli N, Hallaire V, Goutal N, Bonnaud P, Ranger J. 2014b. Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma* **217–218**: 10–17. DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.10.025
- Brais S. 2001. Persistence of Soil Compaction and Effects on Seedling Growth in Northwestern Quebec. *Soil Science Society of America Journal* **65**: 1263–1271. DOI: 10.2136/sssaj2001.6541263x
- Brais S, Camiré C. 1998. Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). *Canadian Journal of Soil Science* **78**: 197–206. DOI: 10.4141/S97-032
- Brevik E, Fenton T, Moran L. 2002. Effect of soil compaction on organic carbon amounts and distribution, South-Central Iowa. *Environmental Pollution* **116**: 137–141. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00266-4
- BRGM. 2000. *Carte Géologique de la France à 1/50000*.
- Bronick CJ, Lal R. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma* **124**: 3–22. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.03.005
- Brown GG. 1995. How do earthworms affect microflora and faunal community diversity? *The significance and regulation of soil biodiversity* **63**: 247–269. DOI: 10.1007/978-94-011-0479-1_22
- Brumelis G, Carleton TJ. 1989. The vegetation of post-logged black spruce lowland in central Canada. II. Understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology* **26**: 321–339
- Buck C, Langmaack M, Schrader S. 2000. Influence of mulch and soil compaction on earthworm cast properties. *Applied Soil Ecology* **14**: 223–229. DOI: 10.1016/S0929-1393(00)00054-8
- Busse MD, Beattie SE, Powers RF, Sanchez FG, Tiarks AE. 2006. Microbial community responses in forest mineral soil to compaction, organic matter removal, and vegetation control.

- Canadian Journal of Forest Research* **36**: 577–588. DOI: 10.1139/x05-294
- Bygdén G, Eliasson L, Wästerlund I. 2003. Rut depth, soil compaction and rolling resistance when using bogie tracks. *Journal of Terramechanics* **40**: 179–190. DOI: 10.1016/j.jterra.2003.12.001
- Cambi M, Certini G, Fabiano F, Foderi C, Laschi A, Picchio R. 2016a. Impact of wheeled and tracked tractors on soil physical properties in a mixed conifer stand. *IForest* **9**: 89–94. DOI: 10.3832/ifor1382-008
- Cambi M, Certini G, Neri F, Marchi E. 2015. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest Ecology and Management* **338**: 124–138. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.11.022
- Cambi M, Giannetti F, Bottalico F, Travaglini D, Nordfjell T, Chirici G, Marchi E. 2018a. Estimating machine impact on strip roads via close-range photogrammetry and soil parameters: a case study in central Italy. *iForest* **11**: 148–154. DOI: 10.3832/ifor2590-010
- Cambi M, Grigolato S, Neri F, Picchio R, Marchi E. 2016b. Effects of Forwarder Operation on Soil Physical Characteristics : a Case Study in the Italian Alps. *Croatian Journal of Forest Engineering* **37**: 233–239
- Cambi M, Hoshika Y, Mariotti B, Paoletti E, Picchio R, Venanzi R, Marchi E. 2017. Compaction by a forest machine affects soil quality and *Quercus robur* L. seedling performance in an experimental field. *Forest Ecology and Management* **384**: 406–414. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.10.045
- Cambi M, Mariotti B, Fabiano F, Maltoni A, Tani A, Foderi C, Marchi E. 2018b. Early response of *Quercus robur* seedlings to soil compaction following germination. *Land Degradation & Development* **29**: 916–925. DOI: 10.1002/ldr.2912
- Capowiez Y, Cadoux S, Bouchand P, Roger-Estrade J, Richard G, Boizard H. 2009a. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil Biology and Biochemistry* **41**: 711–717. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.01.006
- Capowiez Y, Cadoux S, Bouchant P, Ruy S, Roger-Estrade J, Richard G, Boizard H. 2009b. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil and Tillage Research* **105**: 209–216. DOI: 10.1016/J.STILL.2009.09.002
- Cardenas E, Kranabetter JM, Hope G, Maas KR, Hallam S, Mohn WW. 2015. Forest harvesting reduces the soil metagenomic potential for biomass decomposition. *The ISME Journal* **9**: 1–12. DOI: 10.1038/ismej.2015.57
- Carter MR. 1990. Relative Measures of Soil Bulk Density To Characterize Compaction in Tillage Studies on Fine Sandy Loams. *Canadian Journal of Soil Science* **70**: 425–433. DOI: 10.4141/cjss90-042
- Climate-data.org. (n.d.). *Climate data*.
- Conlin TSS, van den Driessche R. 2000. Response of soil CO₂ and O₂ concentrations to forest soil compaction at the Long-term Soil Productivity sites in central British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* **80**: 625–632
- Coulon E, Bruand A. 1989. Effects of Compaction on the Pore Space Geometry in Sandy Soils.

- Croke J, Hairsine P, Fogarty P. 2001. Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *Forest Ecology and Management* **143**: 3–12. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00500-4
- D'Amecourt A, Houllier F, Lemas P-R, Sève J-C. 2016. *filière bois-foret 2025.pdf*.
- d'Oliveira MVN, Reutebuch SE, McGaughey RJ, Andersen HE. 2012. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment* **124**: 479–491. DOI: 10.1016/j.rse.2012.05.014
- Dalal R., Bridge B. 1996. Agregation and Organic Matter Storage in Sub-humid and Semi-Arid Soils. In: Carter M and Stewart BA (eds) *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, 263–307
- De Araújo CB, Marcondes-Machado LO, Costa GC. 2014. The importance of biotic interactions in species distribution models: A test of the Eltonian noise hypothesis using parrots. *Journal of Biogeography* **41**: 513–523. DOI: 10.1111/jbi.12234
- De Wit HA, Granhus A, Lindholm M, Kainz MJ, Lin Y, Fredrik H, Braaten V, Blaszcak J. 2014. Forest harvest effects on mercury in streams and biota in Norwegian boreal catchments. *Forest Ecology and Management* **324**: 52–63. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.044
- Dominati E, Patterson M, Mackay A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* **69**: 1858–1868. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.05.002
- Dorioz JM, Robert M, Chenu C. 1993. The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma* **56**: 179–194. DOI: 10.1016/0016-7061(93)90109-X
- Duiker SW, Rhoton FE, Torrent J, Smeck NE, Lal R. 2003. Iron (Hydr)Oxide Crystallinity Effects on Soil Aggregation. *Soil Science Society of America Journal* **67**: 606. DOI: 10.2136/sssaj2003.6060
- Ebeling C, Lang F, Gaertig T. 2016. Structural recovery in three selected forest soils after compaction by forest machines in Lower Saxony, Germany. *Forest Ecology and Management* **359**: 74–82. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.09.045
- Edwards CA. 2004. *Earthworms ecology*. CRC Press
- Eklöf K, Schelker J, Sørensen R, Meili M, Laudon H, Von Brö Mssen C, Bishop K. 2014. Impact of Forestry on Total and Methyl-Mercury in Surface Waters: Distinguishing Effects of Logging and Site Preparation. *Environment Science and Technology* **48**: 4690–4698. DOI: 10.1021/es404879p
- Erdody TL, Moskal LM. 2010. Fusion of LiDAR and imagery for estimating forest canopy fuels. *Remote Sensing of Environment* **114**: 725–737. DOI: 10.1016/j.rse.2009.11.002
- Eviner VT, Hawkes C V. 2008. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. *Restoration Ecology* **16**: 713–729. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2008.00482.x

- Ewel KC, Cropper WP, Gholz HL. 1986. Soil CO₂ evolution in Florida slash pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 330–333
- Ezzati S, Najafi A. 2010. Long-Term Impact Evaluation of Ground-Base Skidding on Residual Damaged Trees in the Hyrcanian Forest, Iran. *International Journal of Forestry Research* **2010**: 1–8. DOI: 10.1155/2010/183735
- Fang C, Moncrieff JB, Gholz HL, Clark KL. 1998. Soil CO₂ efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. *Plant and Soil* **205**: 135–146. DOI: 10.1023/a:1004304309827
- French Ministry of Ecological and solidarity Transition. 2018. *Les comptes de la forêt : un outil de suivi de la forêt française 2007-2014*. Paris, France
- Frey B, Kremer J, Rüdert A, Sciacca S, Matthies D, Lüscher P. 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology* **45**: 312–320. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2009.05.006
- Frey B, Niklaus PA, Kremer J, Lüscher P, Zimmermann S. 2011. Heavy-machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in oxic forest soils. *Applied and Environmental Microbiology* **77**: 6060–6068. DOI: 10.1128/AEM.05206-11
- Froehlich H a., Miles DWR, Robbins RW. 1985. Soil Bulk Density Recovery on Compacted Skid Trails in Central Idaho. *Soil Science Society of America Journal* **49**: 1015. DOI: 10.2136/sssaj1985.03615995004900040045x
- Froehlich HA. 1979. Soil compaction from logging equipment: Effects on growth of young ponderosa pine. *Journal of Soil and Water* **34**
- Gaertig T, Schack-Kirchner H, Hildebrand EE, Wilpert K v. 2002. The impact of soil aeration on oak decline in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* **159**: 15–25. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00706-X
- Galli L, Bonacchi A, Capurro M, Conti I, Crovetto F, Ferrari C, Conti FD, Menta C. 2015. Assessment of the impact of trampling on soil Arthropoda in a Mediterranean habitat. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* **79**: 193–198
- Godefroid S, Koedam N. 2004a. The impact of forest paths upon adjacent vegetation: Effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation* **119**: 405–419. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.01.003
- Godefroid S, Koedam N. 2004b. Interspecific variation in soil compaction sensitivity among forest floor species. *Biological Conservation* **119**: 207–217. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.11.009
- Godefroid S, Rucquoi S, Koedam N. 2005. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management* **210**: 39–53. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.02.020
- Godefroid S, Rucquoi S, Koedam N. 2006. Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecology* **185**: 107–121. DOI: 10.1007/s11258-005-9088-x
- Goutal N. 2012. Modifications et restauration de propriétés physiques et chimiques de deux sols forestiers soumis au passage d'un engin d'exploitation. Loraine University, INRA Nancy, INRA Nancy, France

- Goutal N, Boivin P, Ranger J. 2012a. Assessment of the Natural Recovery Rate of Soil Specific Volume following Forest Soil Compaction. *Soil Science Society of America Journal* **76**: 1426. DOI: 10.2136/sssaj2011.0402
- Goutal N, Bottinelli N, Gelhaye D, Bonnaud P, Nourrisson G, Demaison J. 2013a. Le suivi de la restauration du fonctionnement de deux sols forestiers après tassement dans le Nord Est de la France. *Etudes et Gestion des Sols* **20**: 163–178
- Goutal N, Parent F, Bonnaud P, Demaison J, Nourrisson G, Epron D, Ranger J. 2012b. Soil CO₂ concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. *European Journal of Soil Science* **63**: 261–271. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2011.01423.x
- Goutal N, Renault P, Ranger J. 2013b. Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France. *Geoderma* **193–194**: 29–40. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.10.012
- Greacen EL, Oh JS. 1972. Physics of root growth. *Nature New Biology* **235**: 24–25. DOI: 10.1038/newbio235024a0
- Greacen EL, Sands R. 1980. Compaction of forest soils. A review. *Australian Journal of Soil Research* **18**: 163–189. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2006.00175.x
- Grigal DF. 2000. Effects of extensive forest management on soil productivity. *Forest Ecology and Management* **138**: 167–185. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00395-9
- Haas J, Hagge Ellhöft K, Schack-Kirchner H, Lang F. 2016. Using photogrammetry to assess rutting caused by a forwarder-A comparison of different tires and bogie tracks. *Soil and Tillage Research* **163**: 14–20. DOI: 10.1016/j.still.2016.04.008
- Håkansson I, Lipiec J. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research* **53**: 71–85. DOI: 10.1016/S0167-1987(99)00095-1
- Hamza MA, Anderson WK. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research* **82**: 121–145. DOI: 10.1016/j.still.2004.08.009
- Hartmann M, Niklaus PA, Zimmermann S, Schmutz S, Kremer J, Abarenkov K, Lu P. 2014. Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. *International Society for Microbial Ecology* **8**: 226–244. DOI: 10.1038/ismej.2013.141
- Hattab T, Garzón-López CX, Ewald M, Skowronek S, Aerts R, Horen H, Brasseur B, Gallet-Moron E, Spicher F, Decocq G, Feilhauer H, Honnay O, Kempeneers P, Schmidtlein S, Somers B, Van De Kerchove R, Rocchini D, Lenoir J. 2017. A unified framework to model the potential and realized distributions of invasive species within the invaded range. *Diversity and Distributions* **23**: 806–819. DOI: 10.1111/ddi.12566
- Hemmat A, Adamchuk VI. 2008. Sensor systems for measuring soil compaction: Review and analysis. *Computers and Electronics in Agriculture* **63**: 89–103. DOI: 10.1016/j.compag.2008.03.001
- Herbauts J, El Bayad J, Gruber W. 1996. Influence of logging traffic on the hydromorphic degradation of acid forest soils developed on loessic loam in middle Belgium. *Forest Ecology and Management* **87**: 193–207. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03826-1

- Hesse R. 2010. LiDAR-derived Local Relief Models - a new tool for archaeological prospection. *Archaeological Prospection* **17**: 61–62. DOI: 10.1002/arp
- Hillel D. 2004a. 13. Stress, Strain, and Strength of Soil Bodies. *Introduction to Environmental Soil Physics*, 235–255. DOI: 10.1016/B978-012348655-4/50014-9
- Hillel D. 2004b. 16. Redistribution and Retention of Soil Moisture. *Introduction to Environmental Soil Physics*, 297–313. DOI: 10.1016/B978-012348655-4/50017-4
- Hillel D. 2004c. 14. Water Entry into Soil. *Introduction to Environmental Soil Physics*, 259–282. DOI: 10.1016/B978-012348655-4/50015-0
- Hillel D. 2009. The mission of soil science in a changing world. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **172**: 5–9. DOI: 10.1002/jpln.200800333
- Hopkinson C, Chasmer L, Young-Pow C, Treitz P. 2004. Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 573–583. DOI: 10.1139/x03-225
- Horn R, Vossbrink J, Becker S. 2004. Modern forestry vehicles and their impacts on soil physical properties. *Soil and Tillage Research* **79**: 207–219. DOI: 10.1016/j.still.2004.07.009
- Horn R, Vossbrink J, Peth S, Becker S. 2007. Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. *Forest Ecology and Management* **248**: 56–63. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.02.037
- Huhta V. 1976. Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. *Annales Zoologici Fennici* **13**: 63–80
- Husson O. 2013. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: A transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil* **362**: 389–417. DOI: 10.1007/s11104-012-1429-7
- IGN. (n.d.). *photographie aérienne de la forêt domaniale de Compiègne*.
- Jansson K-J, Johansson J. 1998. Soil changes after traffic with a tracked and a wheeled forest machine: a case study on a silt loam in Sweden. *Forestry* **71**: 57–66. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/71.1.57>
- Jensen LS, Mueller T, Tate KR, Ross DJ, Magid J, Nielsen NE. 1996. Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: A comparison of two chamber methods. *Soil Biology and Biochemistry* **28**: 1297–1306. DOI: 10.1016/S0038-0717(96)00136-8
- Jordan D, Hubbard VC, Ponder Jr F, Berry EC. 2000. The influence of soil compaction and the removal of organic matter on two native earthworms and soil properties in an oak-hickory forest. *Biology and Fertility of Soils* **31**: 323–328. DOI: 10.1007/s003740050663
- Kardol P, Wardle DA. 2010. How understanding aboveground-belowground linkages can assist restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* **25**: 670–679. DOI: 10.1016/j.tree.2010.09.001
- Knaub JRJ. 1987. Practical Interpretation of Hypothesis Tests. *The American Statistician* **41**: 246–247
- Koehler H. 1998. Secondary succession of soil mesofauna: A thirteen year study. *Applied Soil Ecology* **9**: 81–86. DOI: 10.1016/S0929-1393(98)00058-4

- Koreň M, Slančík M, Suchomel J, Dubina J. 2015. Use of terrestrial laser scanning to evaluate the spatial distribution of soil disturbance by skidding operations. *IForest* **8**: 386–393. DOI: 10.3832/ifor1165-007
- Kozłowski TT. 1999. Soil Compaction and Growth of Woody Plants. *Scandinavian Journal of Forest Research* **14**: 596–619. DOI: 10.1080/02827589908540825
- Kretzschmar A. 1991. Burrowing ability of the earthworm *Aporrectodea longa* limited by soil compaction and water potential. *Biology and Fertility of Soils* **11**: 48–51. DOI: 10.1007/BF00335834
- Langmaack M, Schrader S, Rapp-Bernhardt U, Kotzke K. 1999. Quantitative analysis of earthworm burrow systems with respect to biological soil-structure regeneration after soil compaction. *Biology and Fertility of Soils* **28**: 219–229. DOI: 10.1007/s003740050486
- Lefsky MA, Cohen WB, Parker GG, Harding DJ. 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience* **52**: 19–30. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052[0019:LRSFES]2.0.CO;2
- Leifeld J. 2006. Soils as sources and sinks of greenhouse gases. *Geological Society Special Publications* **266**: 23–44
- Liang N, Nakadai T, Hirano T, Qu L, Koike T, Fujinuma Y, Inoue G. 2004. In situ comparison of four approaches to estimating soil CO₂ efflux in a northern larch (*Larix kaempferi* Sarg.) forest. *Agricultural and Forest Meteorology* **123**: 97–117. DOI: 10.1016/j.agrformet.2003.10.002
- Liiri M, Setälä H, Haimi J, Pennanen T, Fritze H, Liiri M, Setälä H, Haimi J. 2002. Relationship between soil microarthropod species diversity and plant growth does not change when the system is disturbed. *Oikos* **96**: 137–149. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2002.960115.x
- Lindo Z, Visser S. 2004. Forest floor microarthropod abundance and oribatid mite (Acari: Oribatida) composition following partial and clear-cut harvesting in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 998–1006. DOI: 10.1139/x03-284
- Linn DM, Doran JW. 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils¹. *Soil Science Society of America Journal* **48**: 1267. DOI: 10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x
- Lloyd J, Taylor J a. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* **8**: 315–323. DOI: 10.2307/2389824
- Lussenhop J. 1992. Mechanisms of Microarthropod-Microbial Interactions in Soil. *Advances in Ecological Research* **23**: 1–33. DOI: 10.1016/S0065-2504(08)60145-2
- Maaß S, Caruso T, Rillig MC. 2015. Functional role of microarthropods in soil aggregation. *Pedobiologia* **58**: 59–63. DOI: 10.1016/j.pedobi.2015.03.001
- Mace ACJ. 1971. Recovery of Forest Soils from Compaction by Rubber-Tired Skidders. *Minnesota Forestry Research Notes*
- Mancilla-Leytón JM, Leiva MJ, Martín Vicente Á. 2016. Soil compaction and water availability affect growth and survival of *Quercus ilex* subsp. *ballota* seedlings under different light environments. *New Forests* **47**: 621–633. DOI: 10.1007/s11056-016-9534-8
- Marchi E, Picchio R, Mederski PS, Vusić D, Perugini M, Venanzi R. 2016. Impact of silvicultural

- treatment and forest operation on soil and regeneration in Mediterranean Turkey oak (*Quercus cerris* L.) coppice with standards. *Ecological Engineering* **95**: 475–484. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.084
- Marchi E, Picchio R, Spinelli R, Verani S, Venanzi R, Certini G. 2014. Environmental impact assessment of different logging methods in pine forests thinning. *Ecological Engineering* **70**: 429–436. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.06.019
- Mariani L, Chang SX, Kabzems R. 2006. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. *Soil Biology and Biochemistry* **38**: 1734–1744. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.11.029
- Marra E, Cambi M, Fernandez-Lacruz R, Giannetti F, Marchi E, Nordfjell T. 2018. Photogrammetric estimation of wheel rut dimensions and soil compaction after increasing numbers of forwarder passes. *Scandinavian Journal of Forest Research* **33**: 613–620. DOI: 10.1080/02827581.2018.1427789
- Masle J, Passioura J. 1987. The Effect of Soil Strength on the Growth of Young Wheat Plants. *Functional Plant Biology* **14**: 643. DOI: 10.1071/PP9870643
- Menta C. 2012. Soil Fauna Diversity –Function, Soil Degradation, Biological Indices, Soil Restoration. In: Lameed GA (ed) *Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World*. InTech. DOI: 10.5772/51091
- Menta C, Conti FD, Pinto S. 2017. Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils-QBS-ar approach. *Applied Soil Ecology* 1–4. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.05.020
- Menta C, Conti FD, Pinto S, Bodini A. 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* **85**: 773–780. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.11.030
- Meyer C, Lüscher P, Schulin R. 2014. Recovery of forest soil from compaction in skid tracks planted with black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Soil and Tillage Research* **143**: 7–16. DOI: 10.1016/j.still.2014.05.006
- Middleton H. 1930. Properties of soils which influence soil erosion. *Technical Bulletin No. 178* **7**: 1–14
- Miller RE, Colbert SR, Morris LA. 2004. Effects of heavy equipment on physical properties of soils and on long-term productivity: a review of literature and current research. *Technical Bulletin No. 887* 90
- Milleret R, Le Bayon RC, Gobat JM. 2009. Root, mycorrhiza and earthworm interactions: Their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. *Plant and Soil* **316**: 1–12. DOI: 10.1007/s11104-008-9753-7
- Millikin CS, Bowden RD. 1996. SOIL RESPIRATION IN PITS AND MOUNDS FOLLOWING AN EXPERIMENTAL FOREST SLOWDOWN. *Soil Science Society of America Journal* **1953**: 1951–1953
- Mirsal IA. 2004. The Origin of Soil. *Soil Pollution*. Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, 2–9. DOI: 10.1007/978-3-662-05400-0_1

- Mohieddinne H, Brasseur B, Spicher F, Gallet-Moron E, Buridant J, Kobaissi A, Horen H. 2019. Physical recovery of forest soil after compaction by heavy machines, revealed by penetration resistance at multi-decades' scale.
- Muys B, Granval P. 1997. Earthworms as bio-indicators of forest site quality. *Soil Biology and Biochemistry* **29**: 323–328. DOI: 10.1016/S0038-0717(96)00047-8
- Nawaz MF, Bourrié G, Trolard F. 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **33**: 291–309. DOI: 10.1007/s13593-011-0071-8
- Niemi MT, Vastaranta M, Vauhkonen J, Melkas T, Holopainen M. 2017. Airborne LiDAR-derived elevation data in terrain trafficability mapping. *Scandinavian Journal of Forest Research* **32**: 762–773. DOI: 10.1080/02827581.2017.1296181
- Nocentini S. 2011. The forest as a complex biological system: theoretical and practical consequences. *L'Italia Forestale e Montana* **66**: 191–196. DOI: 10.4129/ifm.2011.3.02
- Novara A, Armstrong A, Gristina L, Semple KT, Quinton JN. 2012. Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. *Earth Surface Processes and Landforms* **37**: 994–999. DOI: 10.1002/esp.3224
- ONF. 2012. Révision d'aménagement forestier 2012-2031. Forêt domaniale de Compiègne. agronomic and agriculture minister, France Republic
- Page-Dumroese DS, Jurgensen MF, Tiarks AE, Ponder F, Sanchez FG, Fleming RL, Kranabetter JM, Powers RF, Stone DM, Elioff JD, Scott DA. 2006a. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**: 551–564. DOI: 10.1139/s05-273
- Page-Dumroese DS, Jurgensen MF, Tiarks AE, Ponder J. F, Sanchez FG, Fleming RL, Kranabetter JM, Powers RF, Stone DM, Elioff JD, Scott DA. 2006b. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 551–564. DOI: 10.1139/x05-273
- Panayiotopoulos KP, Papadopoulou CP. 1994. Compaction and penetration resistance of an Alfisol and Entisol and their influence on root growth of maize seedlings. *Soil & Tillage Research* **31**: 323–337. DOI: 10.1016/0167-1987(94)90039-6
- Pardo A, Amato M, Chiarandà FQ. 2000. Relationships between soil structure, root distribution and water uptake of chickpea (*Cicer arietinum* L.). Plant growth and water distribution. *European Journal of Agronomy* **13**: 39–45. DOI: 10.1016/S1161-0301(00)00056-3
- Parisi V, Menta C, Gardi C, Jacomini C, Mozzanica E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: A new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **105**: 323–333. DOI: 10.1016/j.agee.2004.02.002
- Perry D, Oren R, Hart S. 2008. *Forest ecosystem*. Johns Hopkins University Press
- Picchio R, Mercurio R, Venanzi R, Gratani L, Giallonardo T, Monaco A Lo, Frattaroli AR. 2018. Strip clear-cutting application and logging typologies for renaturalization of pine afforestation-A case study. *Forests* **9**: 1–24. DOI: 10.3390/f9060366
- Pierzchała M, Talbot B, Astrup R. 2016. Measuring wheel ruts with close-range photogrammetry. *Forestry* **89**: 383–391. DOI: 10.1093/forestry/cpw009

- Pollet E. 2009. *VADEMECUM DES SOLS HYDROMORPHES Aide à l'identification des zones humides par les sols Vademecum des sols hydromorphes.*
- Ponder F. 2005. Effect of soil compaction and biomass removal on soil CO₂ Efflux in a Missouri forest. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **36**: 1301–1311. DOI: 10.1081/CSS-200056935
- Potthoff M, Asche N, Stein B, Muhs A, Beese F. 2008. Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming. *European Journal of Soil Biology* **44**: 247–254. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2007.05.004
- R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria
- Raich J., Nadelhoffer KJ. 1989. Belowground Carbon Allocation in Forest Ecosystems : Global Trends. **70**: 1346–1354
- Rampazzo N, Blum EH, Wimmer B. 1998. Assessment of soil structure parameters and functions in agricultural soils in landwirtschaftlichen Böden. **49**: 69–84
- Richard G, Cousin I, Sillon JF, Bruand a, Guérif J. 2001. Effect of compaction on soil porosity: Consequences on hydraulic properties. *Eur. J. Soil Sci.* **52**: 49–58
- Rillig MC, Mummey DL. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* **171**: 41–53. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x
- Römbke J, Jänsch S, Didden W. 2005. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **62**: 249–265. DOI: 10.1016/J.ECOENV.2005.03.027
- Royall RM. 1986. The Effect of Sample Size on the Meaning of Significance Tests Published. *The American Statistician* **40**: 313–315
- Sakai H, Nordfjell T, Suadican K, Talbot B, Bøllehuus E. 2008. Soil Compaction on Forest Soils from Different Kinds of Tires and Tracks and Possibility of Accurate Estimate. *Croatian Journal of Forest Engineering* **29**: 15–27
- Salmivaara A, Miettinen M, Finér L, Launiainen S, Korpunen H, Tuominen S, Heikkonen J, Nevalainen P, Sirén M, Ala-Ilomäki J, Uusitalo J. 2018. Wheel rut measurements by forest machine-mounted LiDAR sensors – accuracy and potential for operational applications? *International Journal of Forest Engineering* **29**: 1–12. DOI: 10.1080/14942119.2018.1419677
- Sands R, Greacen EL, Gerard CJ. 1979. Compaction of Sandy Soils in Radiata pine forests. I. A penetrometer study. *Australian Journal of Soil Research* **8**: 101–113
- Schlesinger W, Andrews J. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* **48**: 7–20. DOI: 10.1023/A:1006247623877
- Schnurr-Pütz S, Bååth E, Guggenberger G, Drake HL, Küsel K. 2006. Compaction of forest soil by logging machinery favours occurrence of prokaryotes. *FEMS Microbiology Ecology* **58**: 503–516. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2006.00175.x
- Schumacher TE, Smucker AJM. 1981. Mechanical impedance effects on oxygen uptake and porosity of drybean roots. *Agronomy Journal* **73**: 51–55. DOI:

10.2134/agronj1981.00021962007300010012x

- Seastedt T. 1984. The Role of Microarthropods in Decomposition and Mineralization Processes. *Annual Review of Entomology* **29**: 25–46. DOI: 10.1146/annurev.ento.29.1.25
- Seastedt T, Crossley and D., Jr. 1981. Microarthropod Response Following Cable Logging and Clear-Cutting in the Southern Appalachians. *Ecology* **62**: 126–135. DOI: 10.2307/1936676
- Servadio P, Marsili A, Pagliai M, Pellegrini S, Vignozzi N. 2001. Effects on some clay soil qualities following the passage of rubber-tracked and wheeled tractors in central Italy. *Soil and Tillage Research* **61**: 143–155. DOI: 10.1016/S0167-1987(01)00195-7
- Sist P, Sheil D, Kartawinata K, Priyadi H. 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: Some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management* **179**: 415–427. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00533-9
- Six J, Elliott ET, Paustian K. 2000. Soil structure and soil organic matter II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* **64**: 1042–1049. DOI: 10.2136/sssaj2000.6431042x
- Slesak RA, Kaebisch T. 2016. Using lidar to assess impacts of forest harvest landings on vegetation height by harvest season and the potential for recovery over time. *Canadian Journal of Forest Research* **46**: 869–875. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0517
- Small CJ, McCarthy BC. 2002. Effects of simulated post-harvest light availability and soil compaction on deciduous forest herbs. *Canadian Journal of Forest Research* **32**: 1753–1762. DOI: 10.1139/x02-099
- Smith CW, Johnston MA, Lorentz S. 1997. The effect of soil compaction and soil physical properties on the mechanical resistance of South African forestry soils. *Geoderma* **78**: 93–111. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00029-3
- Soja AJ, Tchebakova NM, French NHF, Flannigan MD, Shugart HH, Stocks BJ, Sukhinin AI, Parfenova EI, Chapin Iii FS, Stackhouse PW. 2007. Climate-induced boreal forest change: Predictions versus current observations. *Global and Planetary Change* **56**: 274–296. DOI: 10.1016/j.gloplacha.2006.07.028
- Solgi A, Najafi A, Ezzati S, Ferencik M. 2016. Assessment of ground-based skidding impacts on the horizontally rate and extent of soil disturbance along the margin of the skid trail. *Annals of Forest Science* **73**: 513–522. DOI: 10.1007/s13595-016-0544-7
- Soong JL, Nielsen UN. 2016. The role of microarthropods in emerging models of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* **102**: 37–39. DOI: 10.1016/j.soilbio.2016.06.020
- Startsev AD, McNabb DH. 2009. Effects of compaction on aeration and morphology of boreal forest soils in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **39**: 45–56. DOI: <https://doi.org/10.4141/CJSS06037>
- Ste-Marie C, Paré D. 1999. Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biology and Biochemistry* **31**: 1579–1589. DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00086-3
- Sveistrup TE, Haraldsen TK, Langohr R, Marcelino V, Kvaerner J. 2005. Impact of land use and seasonal freezing on morphological and physical properties of silty Norwegian soils. *Soil & Tillage Research* **81**: 39–56. DOI: 10.1016/j.still.2004.05.004

- Talbot B, Rahlf J, Astrup R. 2018. An operational UAV-based approach for stand-level assessment of soil disturbance after forest harvesting. *Scandinavian Journal of Forest Research* **33**: 387–396. DOI: 10.1080/02827581.2017.1418421
- Tardieu F. 1994. Growth and functioning of roots and of root systems subjected to soil compaction. Towards a system with multiple signalling? *Soil and Tillage Research* **30**: 217–243. DOI: 10.1016/0167-1987(94)90006-X
- Taylor HM, Brar GS. 1991. Effect of soil compaction on root development. *Soil and Tillage Research* **19**: 111–119. DOI: 10.1016/0167-1987(91)90080-H
- Teepe R, Brumme R, Beese F, Ludwig B. 2004. Nitrous Oxide Emission and Methane Consumption Following Compaction of Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal* **68**: 605. DOI: 10.2136/sssaj2004.6050
- Tenenbaum D. 2014. Muddy forests, shorter winters present challenges for loggers. Wisconsin
- Tenenbaum DE, Band LE, Kenworthy ST, Tague CL. 2006. Analysis of soil moisture patterns in forested and suburban catchments in Baltimore, Maryland, using high-resolution photogrammetric and LIDAR digital elevation datasets. *Hydrological Processes* **20**: 219–240. DOI: 10.1002/hyp.5895
- Thor M, Stenlid J. 2005. Heterobasidion annosum infection of Picea abies following manual or mechanized stump treatment. *Scandinavian Journal of Forest Research* **20**: 154–164. DOI: 10.1080/02827580510008338
- Toivio J, Helmisaari HS, Palviainen M, Lindeman H, Ala-Ilomäki J, Sirén M, Uusitalo J. 2017. Impacts of timber forwarding on physical properties of forest soils in southern Finland. *Forest Ecology and Management* **405**: 22–30. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.022
- Unfccc. 2015. *Paris Agreement*.
- Unger P, Kaspar T. 1994. Soil Compaction and Root Growth: A Review. *Agronomy Journal* **86**: 759–766
- Vaz CMP, Bassoi LH, Hopmans JW. 2001. Contribution of water content and bulk density to field soil penetration resistance as measured by a combined cone penetrometer-TDR probe. *Soil and Tillage Research* **60**: 35–42. DOI: 10.1016/S0167-1987(01)00173-8
- Vaz CMP, Hopmans JW. 2001. Simultaneous Measurement of Soil Penetration Resistance and Water Content with a Combined Penetrometer–TDR Moisture Probe. *Soil Science Society of America Journal* **65**: 4–12. DOI: 10.2136/sssaj2001.6514
- Venanzi R, Picchio R, Piovesan G. 2016. Silvicultural and logging impact on soil characteristics in Chestnut (*Castanea sativa* Mill.) Mediterranean coppice. *Ecological Engineering* **92**: 82–89. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.03.034
- Visser S, Parkinson D. 1992. Soil biological criteria as indicators of soil quality: Soil microorganisms. *American Journal of Alternative Agriculture* **7**: 33. DOI: 10.1017/S0889189300004434
- Viswanathan B, Volder A, Watson WT, Aitkenhead-Peterson JA. 2011. Impervious and pervious pavements increase soil CO₂ concentrations and reduce root production of American sweetgum (*Liquidambar styraciflua*). *Urban Forestry & Urban Greening* **10**: 133–139. DOI: 10.1016/j.ufug.2011.01.001

- von Wilpert K, Schäffer J. 2006. Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: A preliminary study. *European Journal of Forest Research* **125**: 129–138. DOI: 10.1007/s10342-005-0108-0
- Vora RS. 1988. *Potential soil compaction forty years after logging in northeastern California. Great Basin Naturalist*
- Walker LR, Wardle DA, Bardgett RD, Clarkson BD. 2010. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology* **98**: 725–736. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x
- Waltert B, Wiemken V, Rusterholz H-P, Boller T, Baur B. 2002. Disturbance of forest by trampling: Effects on mycorrhizal roots of seedlings and mature trees of *Fagus sylvatica*. *Plant and Soil* **243**: 143–154. DOI: 10.1023/A:1019983625473
- Wang J, Ledoux CB, Edwards P. 2007. Changes in Soil Bulk Density Resulting from Construction and Conventional Cable Skidding Using Preplanned Skid Trails. *Northern Journal of Applied Forestry* **24**: 5–8. DOI: 10.1093/njaf/24.1.5
- Wang WJ, Zu YG, Wang HM, Hirano T, Takagi K, Sasa K, Koike T. 2005. Effect of collar insertion on soil respiration in a larch forest measured with a LI-6400 soil CO₂ flux system. *Journal of Forest Research* **10**: 57–60. DOI: 10.1007/s10310-004-0102-2
- Watson A. 2012. *Adverse impacts of timber machines on soils, hydrological features and pinewood-floor vegetation in the north-east Highlands: a summary | Letters, etc.*
- Wehr A, Lohr U. 1999. Airborne laser scanning--an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **54**: 68–82. DOI: 10.1016/s0924-2716(99)00011-8
- Weissert LF, Salmond JA, Schwendenmann L. 2016. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO₂ efflux across urban land use and soil cover types. *Geoderma* **271**: 80–90. DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.02.014
- Weltecke K, Gaertig T. 2011. Methods for the assessment of soil deformation in forest stands: Interrelationships and ecological relevance. *German Journal of Forest Research* **182**: 187–204
- Whalley WR, Dumitru E, Dexter AR. 1995a. Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage Research* **35**: 53–68. DOI: 10.1016/0167-1987(95)00473-6
- Whalley WR, Dumitru E, Dexter AR. 1995b. Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage Research* **35**: 53–68. DOI: 10.1016/0167-1987(95)00473-6
- Xu M, Qi Y. 2001. Soil surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. *Global Change Biology* **7**: 667–677. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2001.00435.x
- Zhao F, Yang X, Strahler AH, Schaaf CL, Yao T, Wang Z, Román MO, Woodcock CE, Ni-Meister W, Jupp DLB, Lovell JL, Culvenor DS, Newnham GJ, Tang H, Dubayah RO. 2013. A comparison of foliage profiles in the Sierra National Forest obtained with a full waveform under-canopy EVI lidar system with the foliage profiles obtained with an airborne full-waveform LVIS lidar system. *Remote Sensing of Environment* **136**: 330–341. DOI: 10.1016/j.rse.2013.05.020

Liste des figure

Figure 0.1: carte de la distribution actuelle des forêts sur la surface continentale (Source : site web d' INTACT, « International Action for Primary Forests »), avec une brochure simplifiée des services de l'écosystème forestier (Source : <https://slideplayer.com/slide/7907805/>).....4

Figure I.1: compression de la porosité du sol par le passage des engins. La densification des grains du sol sous l'effet de la pression exercée par le passage de l'engin, et la séquestration de l'humidité dans les micropores. De même, le volume du sol diminue (déplacement vertical du sol) due à la diminution du volume des cavités vides, et ce qui résulte, avec le déplacement horizontal du sol, dans l'orniérage sur la surface (Source : http://dps.environnement.wallonie.be/files/Document/Fiches/fr/Fiche8_compaction.pdf).....7

Figure I.2: : orniérage du sol forestier causé par la récolte du bois durant une opération forestière. a. Photo capturée par Winsconsin DNR (Source : Tenenbaum, 2014), b. Photo capturée au Cairngorms National Park - Scotland (Source : Watson, 2012)..... 10

Figure I.3: Scanning de la forêt par le LIDAR aéroporté..... 13

Figure I.4: La réduction de la porosité par le tassement. a. un sol bien structuré qui présente des cavités vides entre ses particules assurant la porosité (macro et micro), b. un sol compacté où les particules sont serrées réduisant la bioporosité et aboutit à la restriction des cavités de réserve nutritive et sa disponibilité. (Source : modifiée à partir du <http://duraroot.com/2017/01/soil-compaction-effects-soil-moisture/>). 15

Figure I.5: La déstructuration du sol par le réarrangement des particules et la cimentation du corps du sol suite à la compaction. La réduction de la porosité et l'augmentation de la densité apparente, qui augmentent la résistance à la pénétration et réduisent la pénétrabilité des racines..... 18

Figure I.6: la réduction de l'infiltration par la compaction. a. un sol bien structuré qui montre un échange avec l'extérieur, où la respiration du sol est montrée par le flux de CO₂ sortant du sol. b. un sol compacté, qui réduit l'échange avec l'extérieur, et aboutit à l'accumulation du CO₂ à l'intérieur du corps du sol. (Source : modifiée à partir d'Andrews (2013))......25

Figure II.1 : The distribution of the studied plots in the forest of Compiègne. a. the forest of Compiègne showing the studied plots where the botanic survey was conducted in red, and the other plots in yellow. b. example of an airborne LIDAR DEM of a plot of 25 m of cell size. c. DEM of 1-a treated spatially by LRM, highlighting the trails of compaction as a linear sunken paths. d. digitization of the skidding trails to calculate the compaction density.37

Figure II.2: Spatial autocorrelation correlogram of RD in the forest of Compiègne at different scales of cell size as spatial indicator of the rutting density (100 m, 75 m, 50 m, 25 m, 12.5 m). The Moran'I indicates the spatial correlation. The dark points indicate the significant spatial correlation at a level of $p \leq 0.05$, and the blank ones indicate the non-significant spatial correlation.....42

Figure II.3 : The increase of occurrence probability of some SR-sp8 species group and *Juncus effusus* with respect to the RD, at high significant level shown by p-value.45

Figure II.4: The increase of occurrence probability of some SR-sp8 species with respect to the RD at p-value > 0.1.....46

Figure II.5: The unexpected decrease of occurrence probability of some SR-sp8 species with respect to the RD.49

Figure II.6: The decrease of occurrence probability of studied species with $EIV \leq 4$ with respect to the RD.51

Figure III.1: Distribution of Luvisols and Podzols in Compiègne forest and locations of the study plots in the FMU, showing the adopted compaction chronosequences: 1) po_a0, po_a2, po_a8, po_a13, and po_a23 correspond to the Podzol skidding trails compacted 0, 2, 8, 13, 23 years ago

respectively, and 2) lu_a0, lu_a10, lu_a24, and lu_a45 correspond to the Luvisol skidding trails compacted 0, 10, 24, and 45 years ago respectively.71

Figure III.2: Example of the study site lu_a45. a. 1971 aerial photograph to date the trails (IGN).
b. LRM raster (50 cm resolution) obtained from LIDAR DEM: the ruts (skidding trails) appear as linear sunken path (in dark blue, red corresponds to the peaks). Red dots are the measuring plots in the compaction trails and yellow dots are control plots located next to the ruts in undisturbed soils.73

Figure III.3: Predicted variation in the soil penetration resistance (MPa) with respect to the depth (cm) in the Luvisol, following prediction model pl2, 95% confidence interval shown by the gray area.80

Figure III.4: Predicted variation in the soil penetration resistance (MPa) with respect to the depth (cm) in the Podzol, following prediction model pl2, 95% confidence interval shown by the gray area.81

Figure IV.1: Distribution of Luvisol and Podzol in Compiègne forest and locations of the study plots in the FMU, showing the adopted compaction chronosequences: 1) po_a0, po_a2, po_a8, po_a13, and po_a23 correspond to the Podzol skidding trails compacted 0, 2, 8, 13, 23 years ago respectively, and 2) lu_a0, lu_a10, lu_a24, and lu_a45 correspond to the Luvisol skidding trails compacted 0, 10, 24, and 45 years ago respectively99

Figure IV.2: Example of the study site lu_a45. a. 1971 aerial photograph to date the trails (IGN).
b. LRM raster (50 cm resolution) obtained from LIDAR DEM: the ruts (skidding trails) appear as linear sunken path (in dark blue, red corresponds to the peaks). Red dots are the measuring plots in the compaction trails and yellow dots are control plots located next to the ruts in undisturbed soil.100

Figure IV.3: Factor analysis of mixed data representation of the soil profile description in the Luvisol. the individual factor map represents the studied soils in the pits, described by the corresponded FMU (lu_a0, lu_a10, lu_a24, and lu_a45 yrs.), the situation of sampling pit (Compacted trail (Tr) vs Undisturbed soil (US)), and the soil horizon (A, E, Eg, g, B and Bt). The quantitative map represents the studied characteristics: the hydromorphy divided in its three trails (spots of FeO, Fe₂O₃, MnO, and matrix bleaching), and the densities of small (S roots) and medium (M roots) sized roots. 106

Figure IV.4: Soil CO₂ efflux variation (μmol/m²s), in the Luvisol, between the undisturbed soils and the compacted trails in the studied FMUs. (***: corresponds to the significance at p-value < 0,001 and NS corresponds to non-significant difference). 107

Figure IV.5: Soil CO₂ efflux variation (μmol/m²s), in the Podzol, between the undisturbed soils and the compacted trails in the studied FMUs. (***: corresponds to the significance at p-value < 0,001 and NS corresponds to non-significant difference). 108

Figure IV.6: Variation of QBS-ar average, in the Luvisol, with respect to the compaction age (the age modalities vs. the undisturbed soil). Letters represent the significant difference resulted by one-way ANOVA followed by post hoc Duncan test (p-value <0.001), different letters indicate significant difference between groups. 109

Liste des tableaux

Table II-1: Correlations between the studied variables on the plots of the floristic inventory. (NS corresponds to non-significant correlation, * corresponds to significance level at $p \leq 0.05$, ** corresponds to significance level at $p \leq 0.01$, and *** corresponds to significance level at $p \leq 0.001$)43

Table III-1: : summary statistics of soil properties based on the studied soil type (Luvisol and Podzol) and the compaction age of skidding trails.77

Table III-2:: The seven tested models and comparison criteria: Akaike Information Criterion (AIC), coefficient of determination (R^2), and the degree of freedom (Df). “x” corresponds to the variables included in the model and “-“corresponds to the excluded ones. “Interaction” signifies the interaction between all the explanatory variables.78

Table IV-1: pH means \pm standard deviations (SD) in the different sampling layers (0-5 cm, 5-10 cm, 20-30 cm, and 40-50 cm), and the mean comparison among “Compacted” (compacted trails) and “Undisturbed” (Undisturbed soil). NS: corresponds to non-significant difference and ***: corresponds to significance at $p\text{-value} < 0.001$ 104

Liste des appendices et des données supplémentaires

Appendix table II-1 : Effect of environmental factors (soil type, geological substrate, dominant species population age, and TWI) on RD shown by analysis of variance (one-way ANOVA) of GLM ($R^2=0.085$). (* corresponds to a significant effect at $p \leq 0.05$)58

Appendix table II-2 : Effect of RD, the soil type, and the geological substrate on SR-sp8, shown by one-way ANOVA of a GLM ($R^2=0.55$). (** corresponds to a significance level at $p \leq 0.01$, * corresponds to $p \leq 0.05$).58

Appendix table II-3 : The candidate models tested for the fitting of RD and comparison criteria: The Akaike Information Criterion (AIC) and the coefficient of determination (R^2) “x” corresponds to the variable included in the model and “-“ corresponds to the excluded one.58

Appendix table II-4 : The candidate GLM models tested for the fitting of SR-sp8 and comparison criteria. “x” corresponds to the variable included in the model and “-“ corresponds to the excluded one. “Interaction” signifies the interaction between all predictors.58

Figure S III-1 : Histogram of the residuals from the adopted model (pl2).87

Figure S III-2: distribution of the pl2 residuals in function to the values of the predictions88

Table S III-1 : descriptive of the experimental approaches in the study site. “x” signifies the presence and “-“ signifies the absence.86

Table S III-2: the effect of studied factors (situation, depth, soil type, and compaction age) and their interactions on PR, revealed by one-way ANOVA for the adopted regression model (pl2). “*” indicates the interaction between factors.....87

Annexe I : Protocole général de la thèse

AI-1. Site d'étude : caractéristiques naturelles et pratiques de gestion

Le site d'étude est la forêt domaniale de Compiègne située dans la région Haut-de-France (49°22'N ; 2°54' E; 32–148 m altitude). Les précipitations annuelles sont de 619 mm avec une température moyenne de 10.5°C. La forêt est sous la gestion de l'Office national des forêts (ONF) et couvre une surface de 14000 ha. Le substrat géologique est constitué essentiellement de sable ou de calcaire d'âge Crétacé à Eocène, localement recouvert de loess ou de sable quaternaire. La pédologie est dominée par des Podzols, Luvisols et Cambisols, et la végétation est dominée par le chêne, le hêtre et le pin sylvestre. Un cloisonnement a été mis en place depuis les années 1980s. Il forme des lignes de passage permanentes pour les engins durant les opérations forestières. Le cloisonnement couvre de nos jours plus de 80% de la forêt. Les engins utilisés sont des engins lourds de 8 roues et pesant de 10 à 15 t, avec 10 t supplémentaire du poids en cas de charge en bois. Les tracks ne sont utilisés que dans les cas de sites très sensibles au tassement (<5% de la forêt). Le débardage se réalise avec le passage des porteurs dans les unités de gestion que ce soit le cas d'engins à pince ou à câble. Contrairement à ce que l'on pourrait penser, il n'y a pas de différence significative au niveau du poids des machines utilisées de nos jours en comparaison avec celles utilisées il y a 50 ans (M. Leblanc, Comm.pers.). Ces dernières étaient des machines à 4 ou 6 roues, de largeur inférieure à l'actuel. Par suite, la surface de contact entre le sol et l'objet de pression (l'engin sylvicole) était moins importante, d'où une compaction plus importante exercée sur le sol.

Durant les années 1970s, il n'y avait pas de précaution concernant la protection du sol contre une compaction sévère. Des passages multiples sur la même trace étaient réalisés, la vulnérabilité de type de sol et les propriétés hydriques n'étaient pas prises en compte. Par suite, nous pouvons considérer que les opérations forestières de nos jours sont plus eco-responsables que celle réalisées il y a une cinquantaine d'années.

AI-2. Construction d'un indicateur d'orniérage à partir des données LIDAR aéroportées

AI-2.1 Dispositif d'échantillonnage

Pour examiner la faisabilité de l'évaluation de la compaction et l'orniérage en utilisant le LIDAR aéroporté nous avons créé un dispositif d'échantillonnage formé de 321 plots (figure 1a.) afin d'examiner la densité d'orniérage (RD) en fonction des variables environnementales et de gestion forestière. La création de ce dispositif a un but de regrouper toutes les variabilités environnementales dans la forêt de Compiègne. À partir de ce dispositif, nous avons créé un dispositif de sous échantillonnage formé de 45 plots afin d'étudier la relation de RD avec la flore de la forêt (figure 1b.).

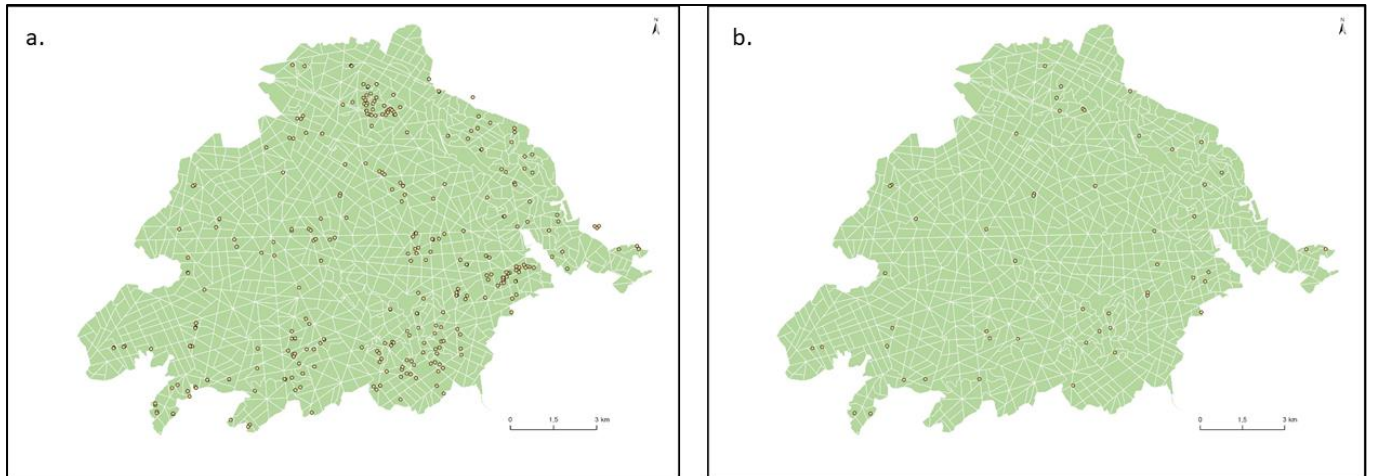


Figure 1: Site d'étude et les dispositifs d'échantillonnage pour l'étude de l'évaluation de la compaction et l'orniérage en utilisant le LIDAR aéroporté.

AI-2.2 Création de l'indicateur de la densité d'orniérage (RD)

Les traces de passage d'engins (les ornières) sont identifiées sur des MNT (Modèles Numériques du Terrain) (figure 2a.), dérivés du scanning de LIDAR (Light Detection and Ranging) aéroporté réalisé en 2014 pour le site d'étude. Les MNT forment la représentation topographique du terrain résultant de ce scanning, mais afin de bien visualiser les caractéristiques topographiques fines du terrain nous avons appliqué un traitement spatial pour les MNT sous SIG en utilisant l'outil LRM (Local Relief Modelling). Cela fait une soustraction de MNT purgé à partir du MNT original et permet de montrer les bosses et les creux sur la surface du MNT traité (figure 2b.). Par suite, les creux linéaires (montrés en bleu foncé dans la figure 2b.) sont les traces du passage d'engins.

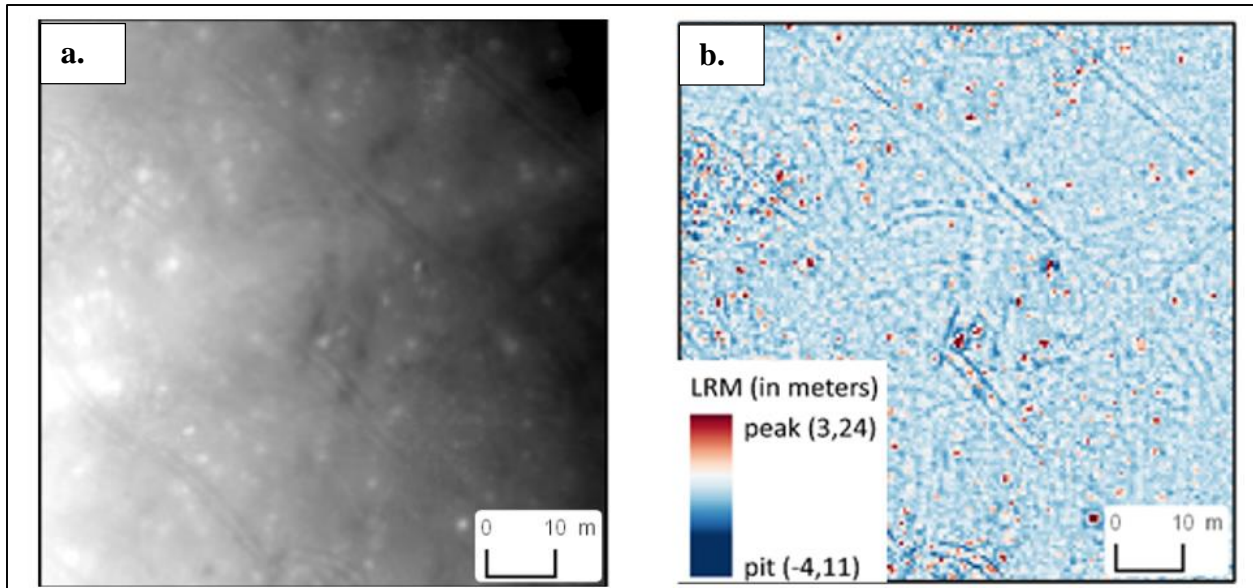


Figure 2: Couple de MNT résultant du scanning de LIDAR aéroporté et son traitement en utilisant le LRM. a. MNT qui représente les traces du passage d'engins. b. le MNT traité par LRM en montrant les traces du passage d'engins en creux linaires (bleu foncé).

L'indicateur de la densité d'orniérage (RD) est basé sur la longueur cumulée des ornières sur chaque plot d'échantillonnage. Afin de calculer cette longueur, nous avons digitalisé les ornières sur les MNT traité par LRM (figure 3). Par suite, nous avons calculé RD qui est égale à cette longueur multipliée par la largeur moyenne des pneus utilisés dans les opérations forestières, puis divisée par la surface totale du plot, mais aussi multipliée à la fin par 100 pour avoir un pourcentage de la surface impactée par rapport à la surface du plot.

$$RD = 100 \times \frac{\text{longueur cumulée des ornières} \times \text{largeur moyenne des pneus}}{\text{surface totale du plot}}$$

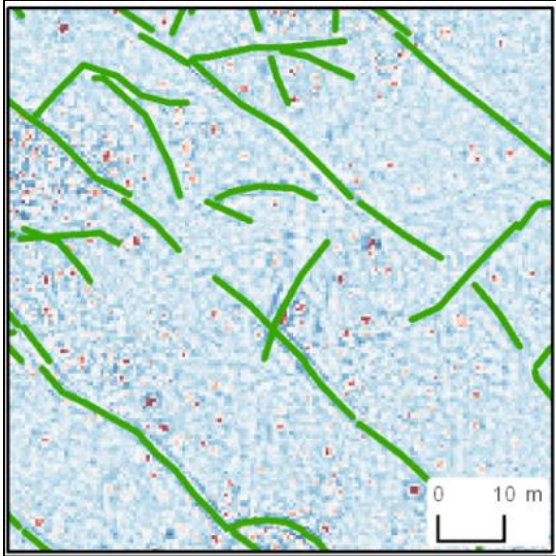


Figure 3: digitalisation des traces du passage d'engins (les ornières)

AI-3. Chronoséquences de résilience du sol après le tassement

AI-3.1 Sélection des sites d'étude et dispositif d'échantillonnage

L'étude de la résilience du sol après le tassement est réalisée en évaluant le sol par des paramètres physiques (la résistance à la pénétration), physicochimiques (pH et traits hydromorphes) et biologiques (respiration du sol et un indice de qualité des sols issu des microarthropodes : le QBS-ar). L'étude a porté sur deux types de sols de propriétés contrastées : le Podzol et le Luvisol qui sont les deux types dominants du massif. En plus, la sélection des sites d'étude était basée sur le choix de sites de substrat géologique homogène pour chaque type du sol. Par conséquent, l'étude était limitée sur les plateaux de loess pour le Luvisol et de sable tertiaire pour le Podzol. Les zones géographiques du massif répondant à ce double critère ont été sélectionnées sous SIG (ArcGIS 10.4 (ESRI)).

Afin de remonter l'étude jusqu'à une échelle multi-décennale, nous avons examiné les photos aériennes des zones sélectionnées depuis les années 1920s. Celles-ci ont été consultées sur le site web de l'IGN (Institut national de l'information géographique et forestière, <https://remonterletemps.ign.fr/>). Toutes les unités de gestion sur lesquelles des traces de passage d'engins étaient observables ont été retenues (figure 4a). Les dates des opérations forestières ont ensuite été vérifiées grâce aux plans de gestion archivés de l'ONF. Des MNT de LIDAR traités par le LRM ont ensuite été extraits pour les mêmes zones d'étude, puis nous avons calé les images aériennes anciennes avec ces MNT afin de vérifier la superposition des traces de passage d'engins, et assurer ainsi leur datation (figure 4b.). Les traces sélectionnées ne forment que les traces visualisées sur les MNT et l'image aérienne à la fois, et donc l'étude est limitée jusqu'à 45 ans pour le Luvisol et jusqu'à 23 ans pour le Podzol.

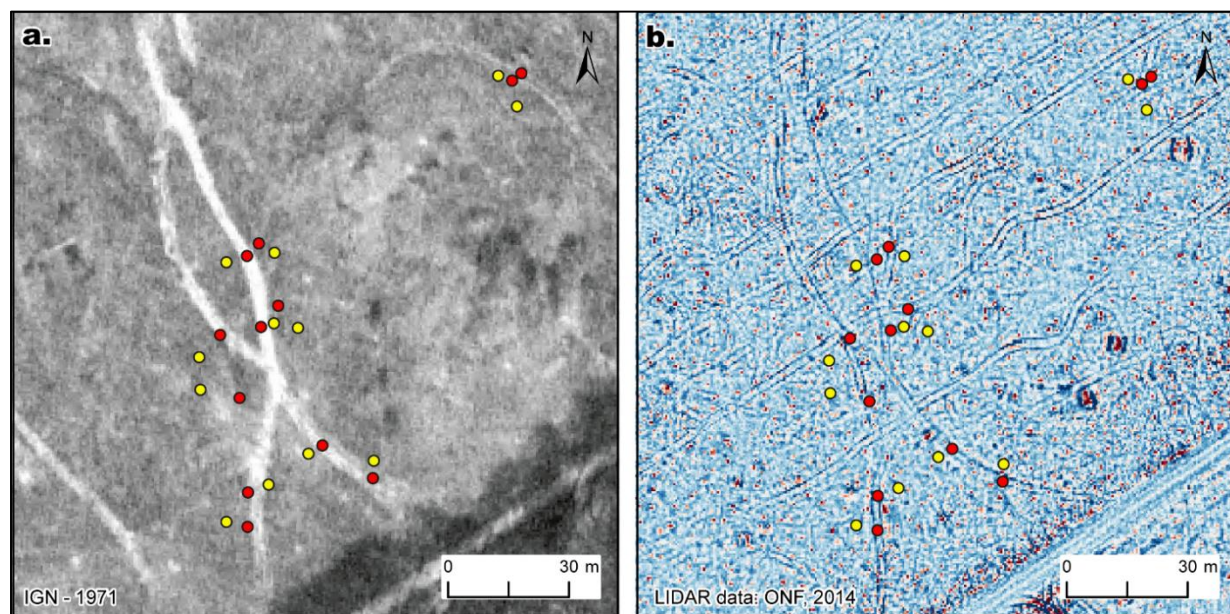


Figure 4: Exemple de sélection de trace anciennes sur l'image aérienne et le MNT de LIDAR traité par LRM. a. image aérienne consulté sur le site web d'IGN qui montre la trace du passage d'engin, et b. la trace pertinente montrée par le MNT de LIDAR de 2014. Les points rouges et jaunes forment les points de mesure sur cette trace (jaune : sol contrôle et rouge : sol tassé).

Sur le terrain, la localisation des points de mesure avait lieu sur différentes traces du même âge pour chaque modalité d'âge en choisissant deux points de mesure sur une trace à chaque fois. La sélection sur le terrain est réalisée en privilégiant les traces dans laquelle des arbres (arbustes) ont

poussé afin de ne pas prendre des traces sur lesquelles il y avait des passages d'engins postérieurs à la date que nous avons estimé. Nous avons ainsi obtenu une chronoséquence multi-décennale pour chaque type du sol.

Pour chaque station d'étude, nous avons examiné un sol compacté dans une ornière et un sol contrôle situé à côté de l'ornière (figure 5). À l'exception de l'échantillonnage de microarthropodes, ce dispositif est répété 12 fois pour les modalités d'âge de 10, 24 et 45 ans de Luvisol et 6 fois pour les modalités d'âge de 0 ans de Luvisol et de 0, 2, 8, 13 et 23 ans du Podzol.

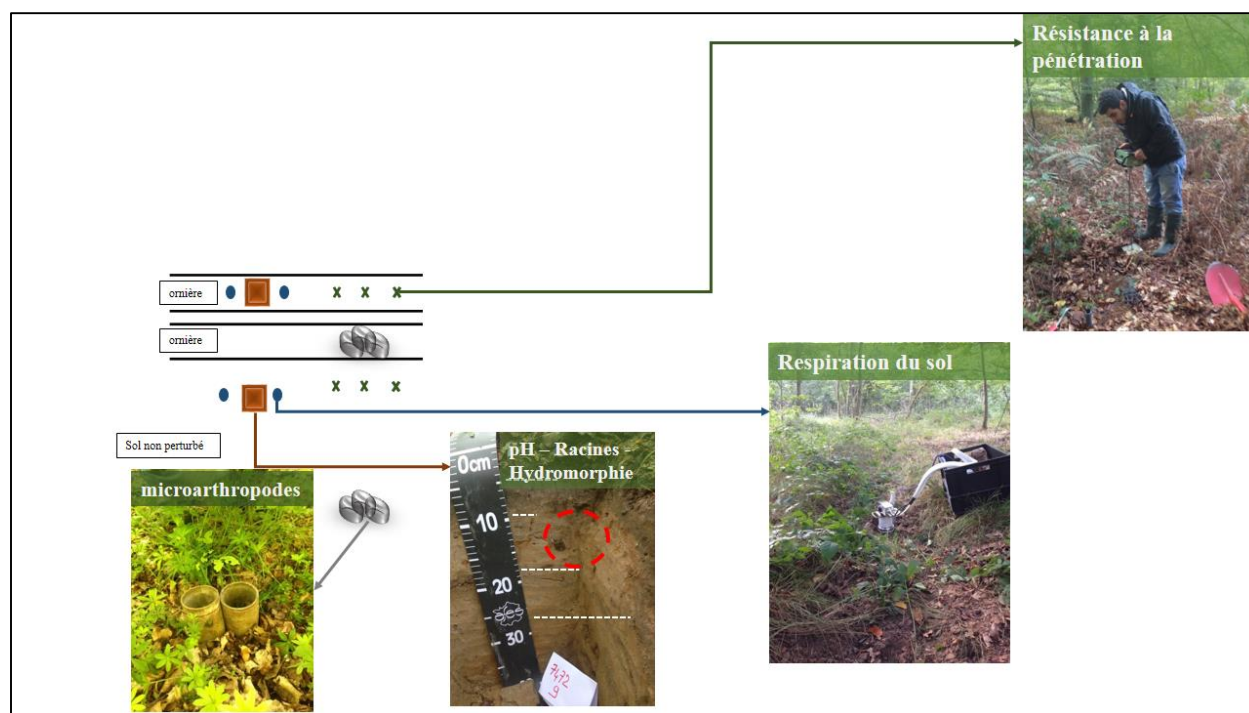


Figure 5: dispositif d'échantillonnage pour l'étude de la résilience du sol

AI-3.2 La résistance à la pénétration (PR)

La PR est mesurée en utilisant un penetromètre (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands) qui mesure la résistance du sol à une pénétration verticale à chaque centimètre de profondeur. Les mesures sont réalisées dans des conditions d'humidité du sol proche de la capacité du champ et dans la même journée du terrain pour chaque chronoséquence. Trois répétitions de

mesures sont réalisées à chaque point de mesure. Cela fait une somme de 18 répétitions par modalité d'âge pour les modalités où nous avons 6 répétitions de dispositif d'échantillonnage par modalité et 36 répétitions dans les autres où nous avons 12 répétitions. L'analyse des données est réalisée pour les 30 premiers centimètres de profondeur en examinant la résistance à la pénétration comme la variable de réponse et d'autre part la profondeur, la situation, l'âge de compaction et le type du sol et leurs interactions comme variables explicatifs.

AI-3.3 La respiration du sol

La respiration du sol est mesurée en mesurant le flux de CO₂ sortant du sol en utilisant le système de chambre portable LI-COR LI-6400. Deux répétitions de mesure sont réalisées à chaque de mesure. Avant les mesures, la litière est éliminée, puis pour chaque répétition un tube de polychlorure de vinyle (PVC) de 5 cm est inséré d'un niveau de 2 cm dans le sol (figure 6). Les tubes en PVC sont laissés dans le sol plus de 12 heures avant les mesures. Les mesures sont réalisées durant les journées après le lever du soleil et avant son coucher. Pour chaque tube, 3 pseudo-répétitions sont réalisées (figure 6).



Figure 6: Un réplica de mesure sur un point de mesure montrant une mesure du flux de CO_2 et un tube en PVC de 5 cm inséré de 2 cm dans le sol.

Les valeurs sont moyennées par âge de compaction et en fonction de la situation du sol, et une comparaison des moyennes est réalisée en utilisant le test post-hoc de Tukey après une analyse des variances one-way ANOVA.

AI-3.4 I.3.4 Description des fosses, échantillonnage et caractérisations physico-chimiques

À chaque point de mesure, une fosse est creusée jusqu'à 40 cm dans l'ornière (sol compacté) et une autre dans le sol contrôle. Les fosses sont prolongées jusqu'à 50 cm de profondeur par des prélèvements à la tarière. Les sols ont ensuite été décrits selon les critères suivants : L'humus (nature de l'humus et épaisseur), puis pour chaque horizon : son épaisseur, la densité des racines (« 0 » : absence, « 1 » : présence faible, « 2 » : présence intermédiaire et « 3 » : présence forte), et la présence/absence (noté par 1/0 respectivement) de 4 traits d'hydromorphie (FeO : tâche gris verdâtre/bleuâtre, Fe_2O_3 : tâches rouilles, MnO : tâches noirs et la décoloration de la matrice du

sol). De même, nous avons échantillonné le sol à 4 niveaux de profondeur (0-5, 5-10, 20-30 et 40-50 cm) afin de mesurer son pH en utilisant la méthode dans l'eau distillé (ISO10390:2004). Le carbone et l'azote totale du sol sont aussi mesurés pour les 2 premiers tranches de profondeur (0-5 et 5-10 cm) en utilisant l'analyseur élémentaire Flash NC (Thermofisher). Le pH était moyenné selon la profondeur et en fonction de la situation du sol et l'âge de compaction, puis une comparaison des moyennes est réalisée en utilisant le test post-hoc de Tukey après une analyse des variances one-way ANOVA. L'hydromorphie et la densité des racines sont analysées avec une analyse multivariée (i.e. analyse factorielle des données mixtes : FAMD), en fonction de l'âge de compaction et selon l'horizon et la situation du sol. D'autre part, des échantillons du sol de la profondeur 20-30 cm sont mélangés par âge de compaction pour examiner la granulométrie du sol (NF X31-107).

AI-3.5 Microarthropodes

Les microarthropodes sont examinés dans la chronoséquence du Luvisol uniquement. Nous avons échantillonné 3 répétitions pour les Luvisols tassés il y a 0, 10, 24 et 45 ans et 3 répétitions d'un sol contrôle situé sur un sol non perturbé de l'unité de gestion correspond à la trace du tassement de 45 ans. Les microarthropodes sont échantillonnés sur les 10 premiers centimètres en utilisant des tubes métalliques de 100 m² (figure 7).



Figure 7: échantillonnage de microarthropodes

Les échantillons sont transportés au laboratoire, et ils sont placés dans des entonnoirs installés sur des pots contenant la solution de conservation ($\frac{3}{4}$ éthanol 70% et $\frac{1}{4}$ glycérol). Cette étape a duré 5 jours dans une salle réchauffée à 30°C afin de laisser migrer les microarthropodes vers cette solution de conservation (figure 8).



Figure 8: préparation des échantillons de sol pour l'extraction des microarthropodes

L'identification des microarthropodes était réalisée à l'aide de micro-stéréoscope Leica EZ4, puis ils sont associés aux scores d'adaptation à l'habitat EMI (Eco-Morphological index) indexé de 1 à

20 (tableau 1). L'indice QBS-ar est la somme d'EMI pour chaque échantillon, et les valeurs présentées dans le troisième article (chapitre III) forment les moyennes par localisation d'échantillonnage (i.e. sol contrôle, sol tassé il y a 0, 10, 24 et 45 ans respectivement). Les moyennes sont comparées en utilisant le test post-hoc de Duncan après une analyse des variances one-way ANOVA.

Tableau 1: Les indices ecomorphologique (EMI) des différentes groupes de microarthropodes édaphique (Source V. Parisi et al. 2005)

Group	EMI score
Protura	20
Diplura	20
Collembola	1-20
Microcoryphia	10
Zygentomata	10
Dermaptera	1
Orthoptera	1-20
Embioptera	10
Balattaria	5
Psocoptera	1
Hemiptera	1-10
Thysanoptera	1
Coleoptera	1-20
Hymenoptera	1-5
Diptera (larvae)	10
Other holometabolous insects (larvae)	10
Other holometabolous insects (adults)	1
Acari	20
Araneae	1-5
Opiliones	10

Palpigradi	20
Pseudoscorpiones	20
Isopoda	10
Chilopoda	10-20
Diplopoda	10-20
Paupoda	20
Symphylan	20

Annexe II : Données

AII-1. La densité d'orniérage (RD) évaluée en utilisant le LIDAR aéroporté

AII-1.1 Variation de la densité d'orniérage (RD) sur le site d'étude

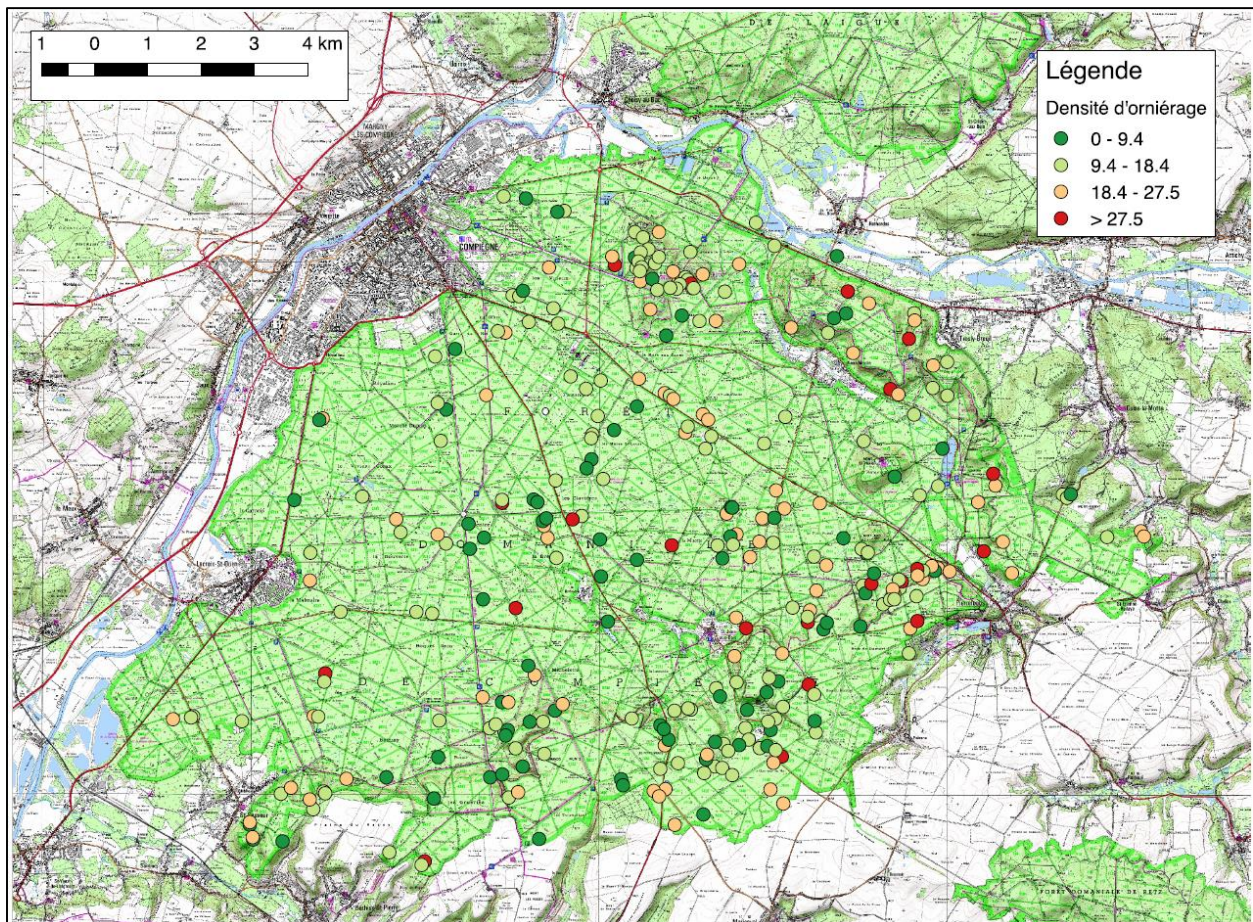


Figure 1: Carte de distribution de la densité d'orniérage (RD) sur la forêt de Compiègne.

AII-1.2 Variation de la densité d'orniérage (RD) en fonction des facteurs environnementaux et de gestion

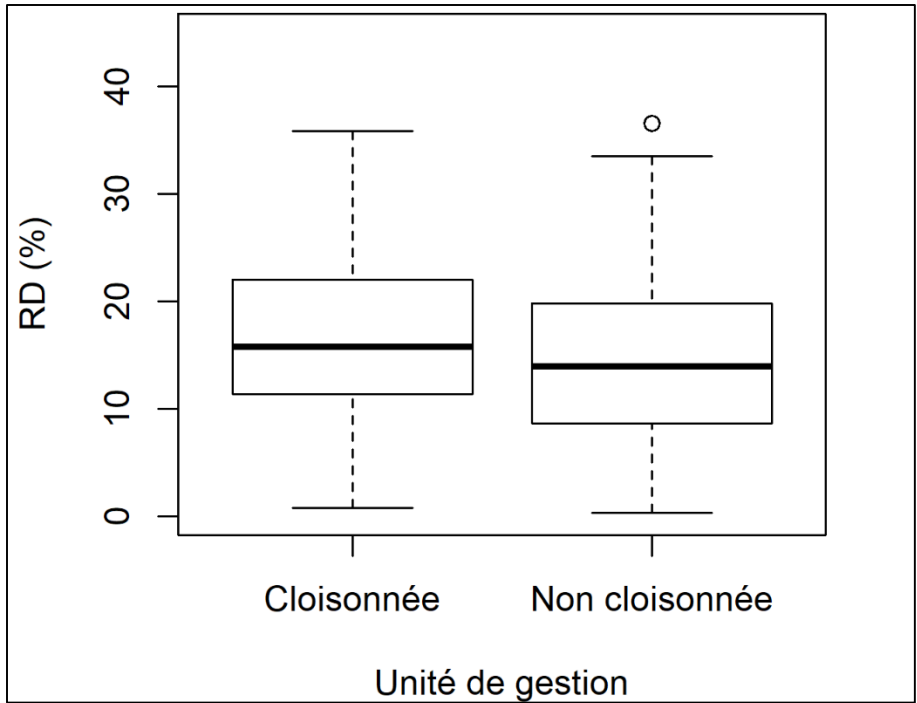


Figure 2: Répartition de RD en fonction de cloisonnement de la forêt.

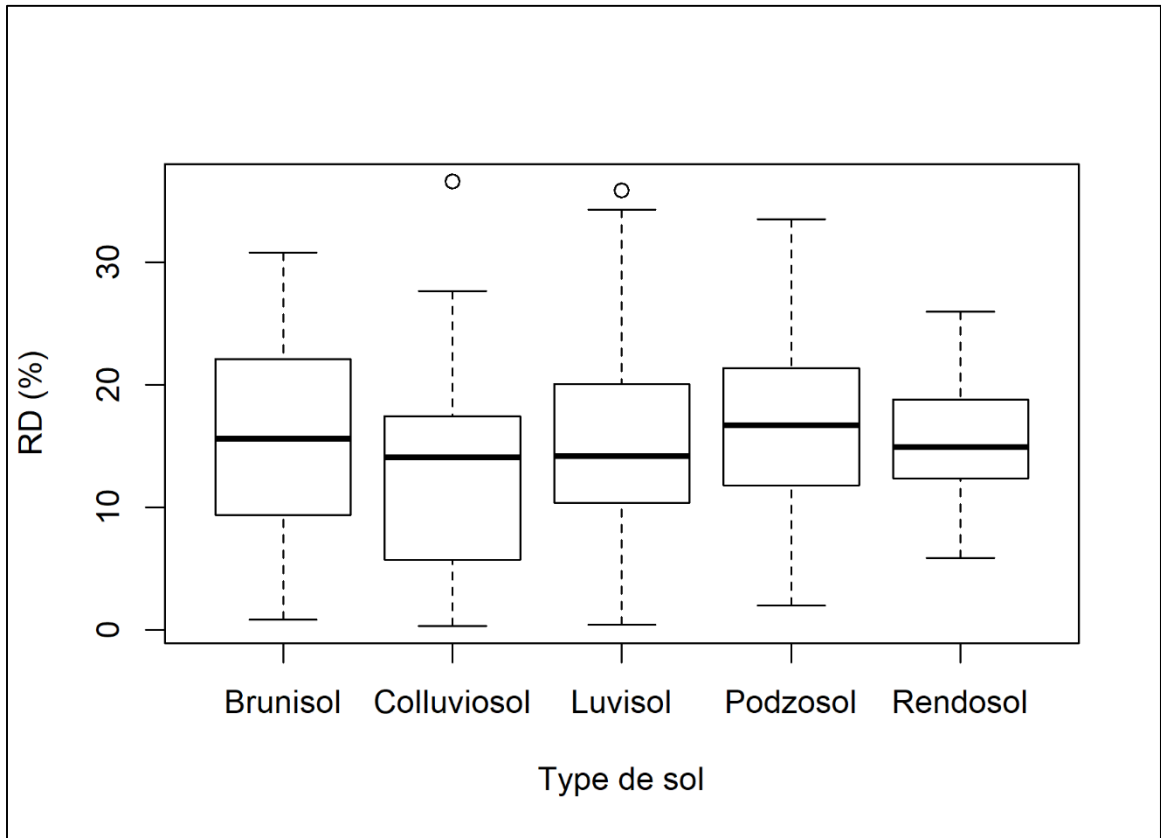


Figure 3: Répartition de RD en fonction de type de sol.

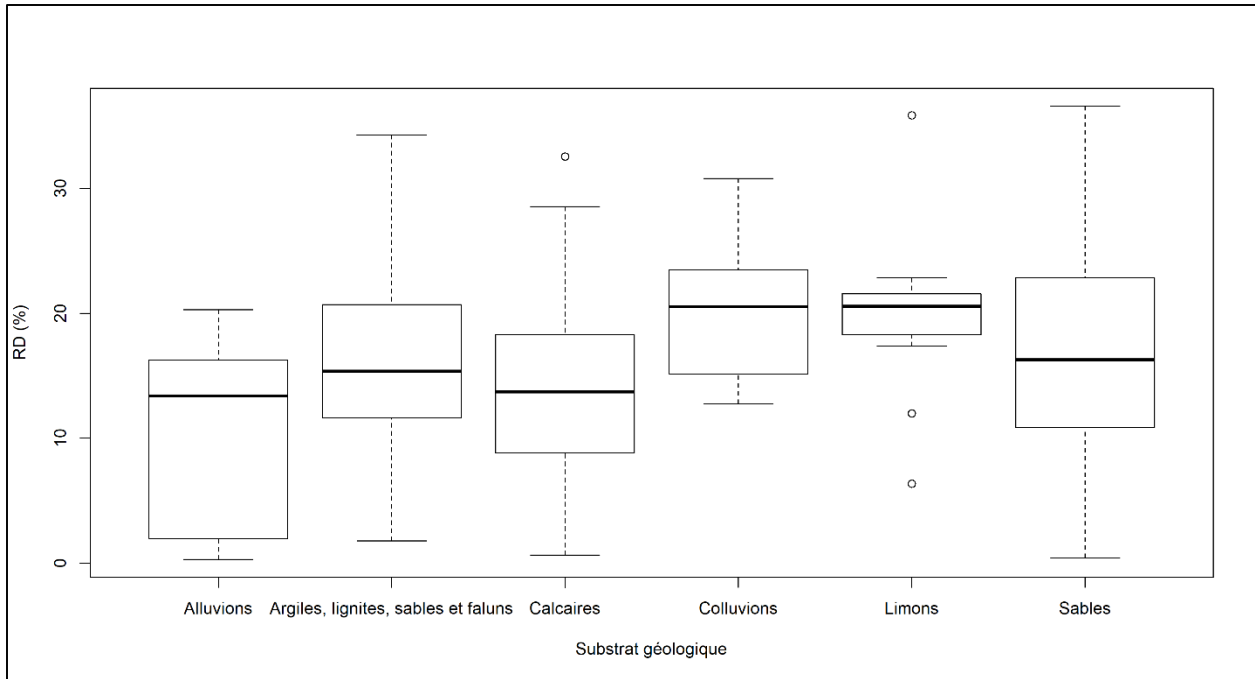


Figure 4: répartition de RD en fonction de substrat géologique

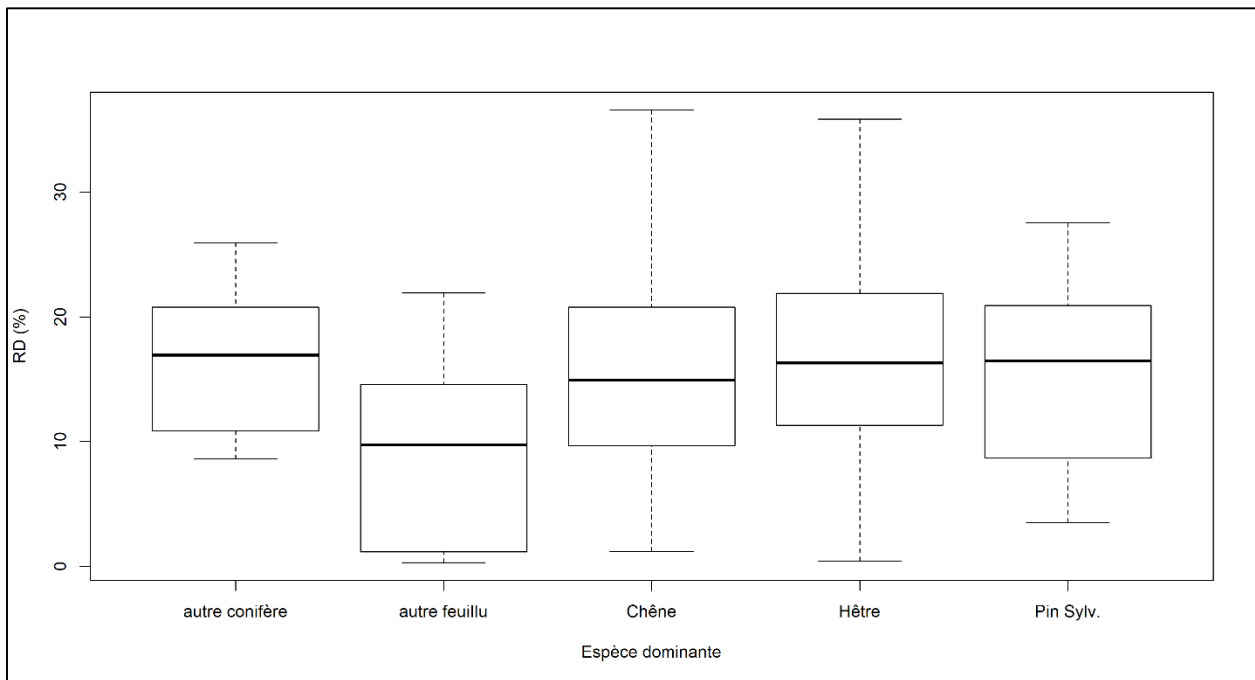


Figure 5: répartition de RD en fonction de l'espèce dominante.

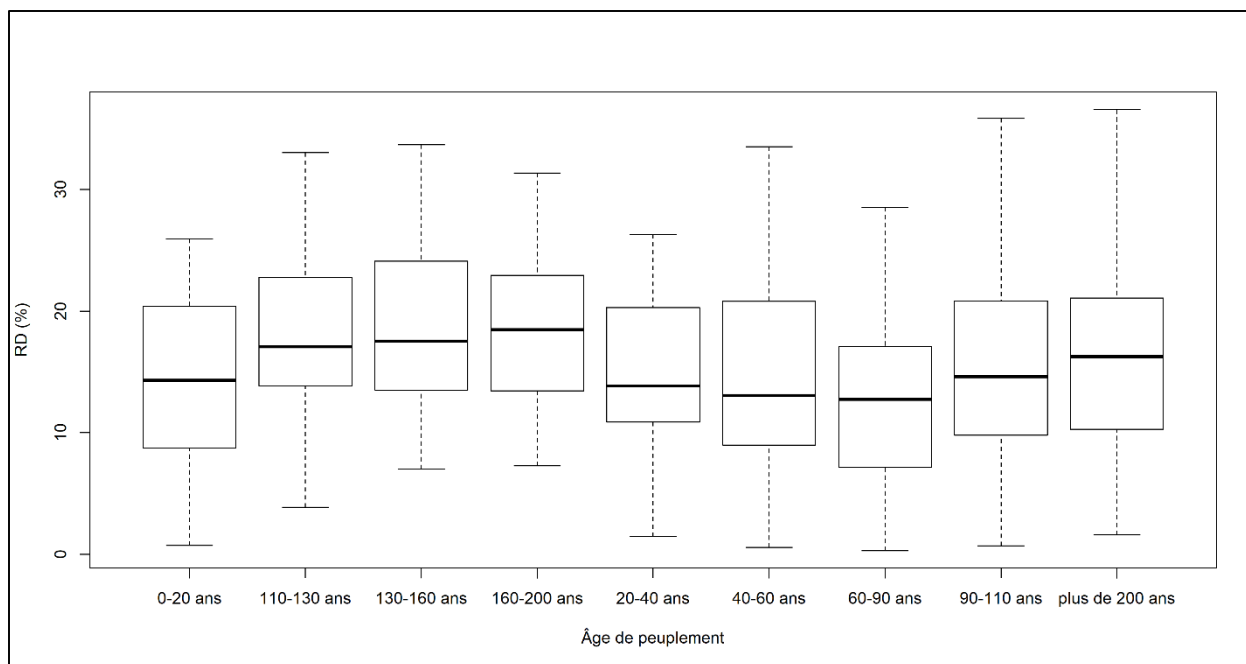


Figure 6: répartition de RD en fonction de l'âge de peuplement

AII-1.3 La densité d'orniérage (RD) et les données de la végétation

Tableau 1: les coefficients d'Ellenberg d'humidité (EIV-F), de réactivité (EIV-R) et de nutriment (EIV-N), et la richesse spécifique floristique (SR), et la richesse spécifique floristique des espèces qui ont un EIV-F ≥ 8 par plot d'échantillonnage

Plot	RD	EIV-F	EIV-R	EIV-N	SR	SR-sp8
1	0	5.82	5.69	5.49	39	4
2	19.29	5.48	5.93	5.48	29	2
3	34.39	5.86	6.00	5.51	63	11
4	16.65	5.56	5.25	5.56	16	2
5	14.02	6.00	5.82	5.18	11	1
6	15.34	5.82	5.94	4.88	17	2
7	6.23	5.31	5.94	5.17	35	2
8	14.65	5.51	6.08	5.51	37	3
9	7.55	5.70	5.57	5.17	23	3
10	22.40	5.85	5.85	5.68	41	5
11	39.40	5.69	5.81	5.50	26	3
12	28.32	5.79	5.71	5.36	28	5
13	21.39	5.56	6.00	5.82	34	4
14	26.57	6.43	5.65	5.09	23	7

15	29.28	5.61	6.11	5.31	36	3
16	13.04	5.84	5.40	5.12	25	2
17	24.80	5.74	5.68	5.37	19	1
18	2.13	5.41	6.00	5.29	41	3
19	33.20	5.59	5.90	5.83	29	2
20	41.36	6.21	5.59	5.52	29	9
21	16.40	5.83	5.33	5.42	24	3
22	23.81	5.67	5.96	5.48	27	4
23	39.11	5.58	5.58	5.42	12	1
24	31.37	5.94	5.91	5.45	33	5
25	23.56	5.58	5.35	5.31	26	3
26	7.59	5.42	5.89	5.69	36	1
27	22.65	5.82	5.41	5.24	34	5
28	32.99	5.71	5.71	5.57	35	4
29	19.02	5.50	5.07	5.00	14	1
30	22.58	6.00	5.69	5.38	29	4
31	10.37	5.50	5.50	5.42	12	1
32	14.49	5.79	5.57	5.43	14	2
33	9.93	5.13	5.13	4.80	15	1
34	23.36	5.82	5.65	5.41	17	2
35	24.70	5.60	5.57	5.37	35	3
36	24.49	5.55	6.08	5.82	51	5
37	2.19	5.81	5.86	5.58	36	6
38	8.14	5.81	6.24	5.62	37	7
39	33.98	5.85	5.93	5.72	46	7
40	39.76	5.95	5.95	5.42	19	3
41	31.13	5.51	5.80	5.40	45	4
42	39.80	5.66	5.78	5.53	32	2
43	38.80	5.38	5.81	5.50	16	1
44	12.09	6.14	5.95	5.95	44	10
45	16.31	5.64	5.61	5.64	33	3

AII-2. La chronoséquence de résilience

AII-2.1 Profil du sol



Figure 7: profil de sol par âge de compaction: a. Luvisol contrôle, b. Luvisol tassé il y a 10 ans, c. Luvisol tassé il y a 24 ans, d. Luvisol tassé il y a 45 ans, e. Podzol contrôle, f. Podzol tassé il y a 2 ans, g. Podzol tassé il y a 8 ans et h. Podzol tassé il y a 13 ans.



Figure 8: profil du sol sableux de l'unité de gestion tassé il y a 23 ans. a. tassé et b. contrôle

Tableau 2: Description du profil du sol en fonction du type de sol, de la situation (tassé: Tr vs. contrôle: Us) et l'âge de compaction. Les tâches d'hydromorphie sont montrées par « tâche FeO, Fe₂O₃ et MnO » noté par leurs effectifs de présence/ effectif total en fonction de modalité d'âge. L'enracinement est montré par « racines moyennes » et « racines fines » et noté par la moyenne \pm SD de leurs présences notées par : « 0 » absence, « 1 » présence faible, « 2 » présence intermédiaire et « 3 » présence forte. L'humus sont noté par la moyenne de l'indice d'humus par chaque modalité d'âge.

Type de sol	situation	âge de compaction (ans)	Indice d'humus	Moyenne \pm SD de l'épaisseur de l'horizon A (cm)	racines moyennes	racines fines	tâche FeO	tâche Fe ₂ O ₃	tâche MnO	décoloration de la matrice
Luvisol	US	0	2	12.50 \pm 3.92	2 \pm 0.01	2 \pm 0.01	0/6	0/6	0/6	0/6
Luvisol	Tr	0	1	5.91 \pm 0.97	0 \pm 0	1 \pm 0.01	6/6	6/6	6/6	6/6
Luvisol	US	10	4.58	9.16 \pm 2.92	1.4 \pm 1.2	1.38 \pm 1.30	1/12	4/12	2/12	4/12
Luvisol	Tr	10	4.58	7.54 \pm 3.13	1.26 \pm 0.18	1.17 \pm 1.23	2/12	11/12	6/12	12/12
Luvisol	US	24	3.10	13.62 \pm 3.69	0.8 \pm 0.8	1.22 \pm 0.98	2/12	7/12	6/12	7/12
Luvisol	Tr	24	3.10	13.16 \pm 4.63	0.75 \pm 0.7	1.17 \pm 1.15	4/12	9/12	8/12	11/12
Luvisol	US	45	4.45	13.45 \pm 5.76	0.87 \pm 0.8	1.15 \pm 0.96	0/12	3/12	2/12	5/12
Luvisol	Tr	45	4.58	12.45 \pm 6.49	0.84 \pm 0.74	1.06 \pm 0.94	0/12	6/12	4/12	11/12
Podzol	US	0	7	11.25 \pm 4.86	0.58 \pm 0.80	2 \pm 0.01	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	Tr	0	7	10.8 \pm 2.69	0.88 \pm 0.91	1.8 \pm 1.52	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	US	2	7	16.91 \pm 7.89	1.11 \pm 0.83	1.27 \pm 0.89	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	Tr	2	7	12.83 \pm 4.04	1 \pm 0.88	1 \pm 0.89	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	US	8	7	7.50 \pm 4.87	1.04 \pm 0.89	1.55 \pm 0.96	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	Tr	8	7	6.80 \pm 2.68	1.07 \pm 0.70	1.23 \pm 0.99	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	US	13	7	13.75 \pm 10.08	1 \pm 0.89	1.18 \pm 1.22	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	Tr	13	7	12.58 \pm 7.68	0.35 \pm 0.70	1.24 \pm 1.09	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	US	23	3.9	11.25 \pm 4.40	0 \pm 0.00	1.5 \pm 0.98	0/6	0/6	0/6	0/6
Podzol	Tr	23	3.5	11.25 \pm 2.09	0.05 \pm 0.24	1.64 \pm 0.7	0/6	0/6	0/6	0/6

AII-2.2 pH du sol

Tableau 3: Moyenne et écart type du pH du sol par type du sol, situation, âge de compaction et profondeur

Type de sol	Âge de compaction (ans)	Moyenne ± écart type			
		0-5 cm	5-10 cm	20-30 cm	40-50 cm
		Tassé / Contrôle	Tassé / Contrôle	Tassé / Contrôle	Tassé / Contrôle
podzol	0	4.19 ± 0.4 / 4 ± 0.19	4.4 ± 0.47 / 4.33 ± 0.23	5.08 ± 0.37 / 5.5 ± 0.48	5.78 ± 0.4 / 5.93 ± 0.5
	2	4.7 ± 0.67 / 4.67 ± 0.82	5.05 ± 0.4 / 4.96 ± 0.62	6.42 ± 0.26 / 6.25 ± 0.47	6.48 ± 0.62 / 6.3 ± 0.59
	8	4.74 ± 0.26 / 4.52 ± 0.17	5.92 ± 0.71 / 5.49 ± 0.58	6.29 ± 0.64 / 6.17 ± 0.63	6 ± 0.33 / 6 ± 0.47
	13	4.83 ± 0.49 / 5.02 ± 0.26	5.32 ± 0.43 / 5.54 ± 0.34	5.89 ± 0.69 / 5.69 ± 0.63	6.63 ± 0.77 / 6.23 ± 0.67
	23	6.35 ± 0.87 / 6.7 ± 0.65	6.37 ± 0.8 / 6.65 ± 0.75	7.12 ± 0.38 / 7.15 ± 0.15	7.39 ± 0.4 / 7.35 ± 0.24
Luvisol	0	6.59 ± 0.59 / 5.44 ± 0.35	6.05 ± 0.72 / 5.03 ± 0.36	5.62 ± 0.4 / 5.01 ± 0.23	5.92 ± 0.5 / 5.11 ± 0.32
	10	4.53 ± 0.3 / 4.53 ± 0.33	4.5 ± 0.27 / 4.47 ± 0.22	4.7 ± 0.29 / 4.61 ± 0.18	4.86 ± 0.29 / 4.79 ± 0.25
	24	4.73 ± 0.3 / 4.7 ± 0.5	4.69 ± 0.21 / 4.54 ± 0.3	4.87 ± 0.16 / 4.79 ± 0.2	4.87 ± 0.21 / 4.8 ± 0.13
	45	4.46 ± 0.24 / 4.34 ± 0.18	4.4 ± 0.2 / 4.37 ± 0.1	4.72 ± 0.15 / 4.68 ± 0.15	4.93 ± 0.22 / 4.8 ± 0.12

AII-2.3 Respiration du sol

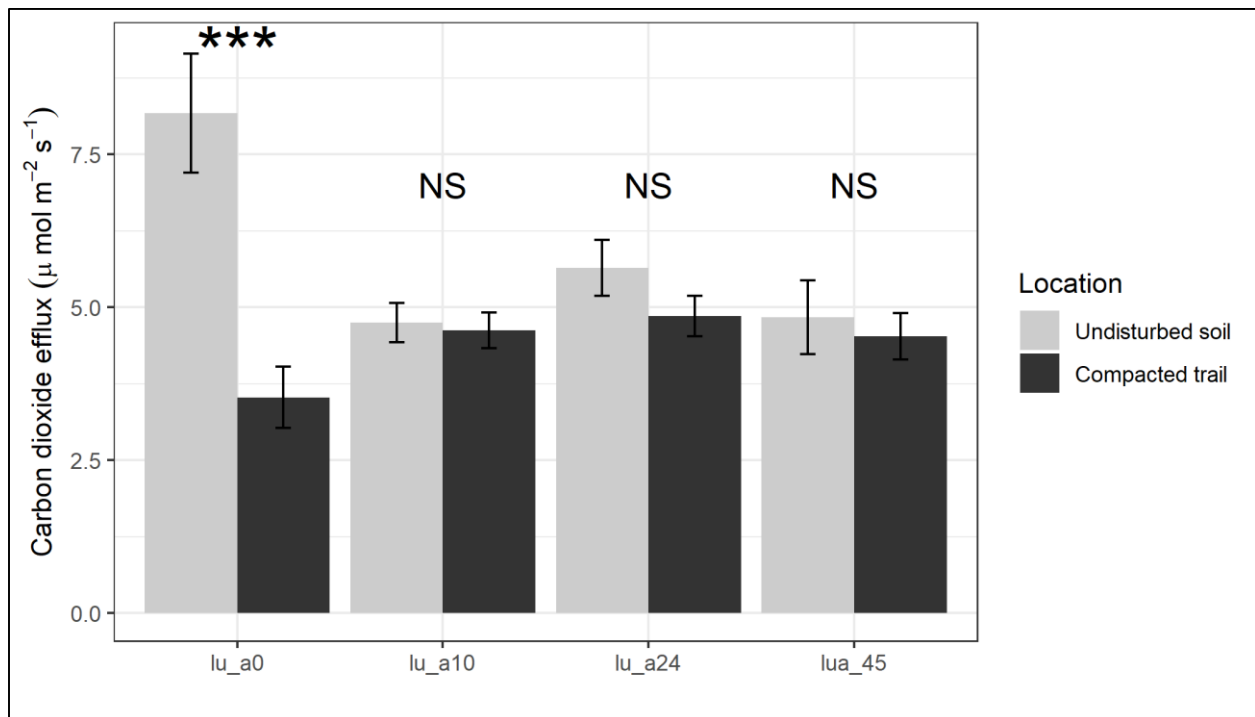


Figure 10: Le flux de CO₂ (µmol/m²s) dans le Luvisol en fonction de l'âge de compaction (lu_a0 : tassé récemment, lu_a10 : tassé il y a 10 ans, lu_a24 tassé il 24 ans et lua_45 : tassé il y a 45 ans) et la situation du sol (Compacted trail: tassé vs. Undisturbed soil: contrôle). ***: correspond à un niveau de signification de p-value < 0,001 and NS correspond à une différence non significative.

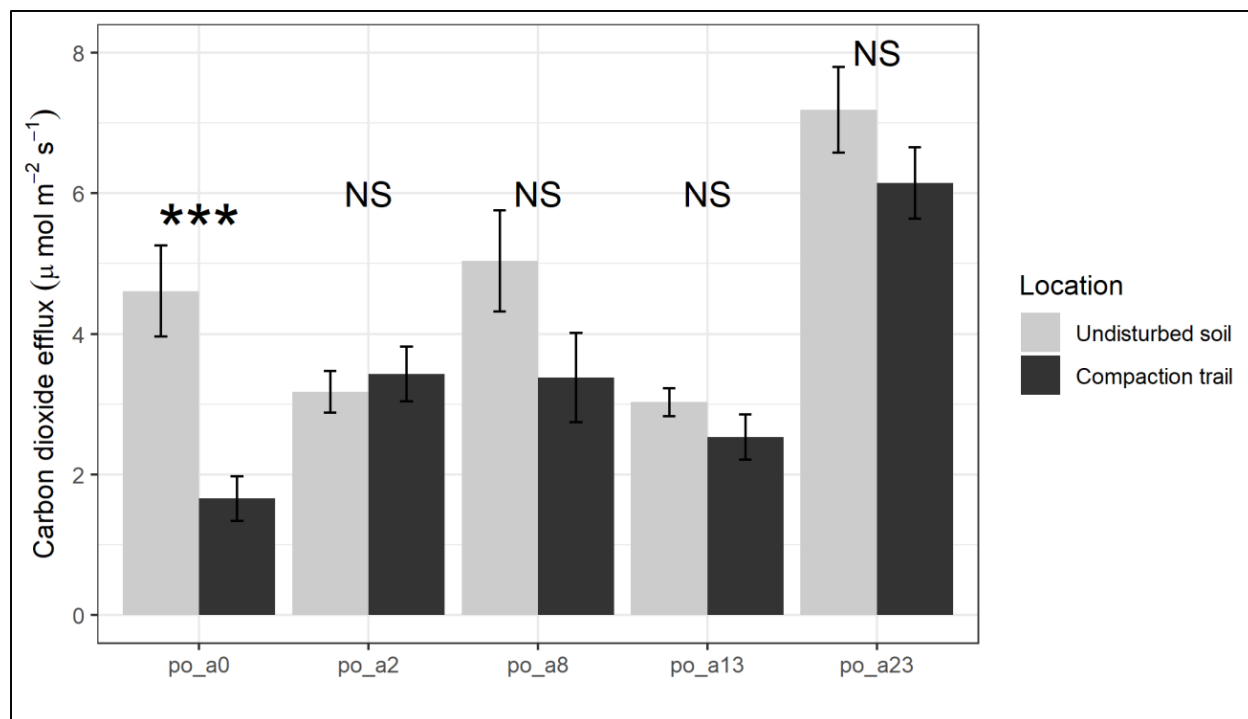


Figure 11: Le flux de CO₂ (μmol/m²s) dans le Podzol en fonction de l'âge de compaction (po_a0 : tassé récemment , po_a2 : tassé il y a 2 ans, po_a8 tassé il 8 ans et lu_a13 : tassé il y a 13 ans, de plus le sol sableux tassé il y a 23 ans (po_a23)) et la situation du sol (Compacted trail: tassé vs. Undisturbed soil: contrôle). ***: correspond à un niveau de signification de p-value < 0,001 and NS correspond à une différence non significative.

AII-2.4 Résistance à la pénétration

Tableau 4: Moyenne ± écart type de la résistance à la pénétration (PR) en fonction de la profondeur (3 couches de profondeur : 0-10, 10-20 et 20-30 cm), l'âge de compaction (lu_a0, 10, 24 et 45 : Luvisol tassé il y a 0, 10, 24 et 45 ans respectivement, et po_a0, 2, 8 et 13 : podzol tassé il y a 0, 2, 8 et 13 ans respectivement, de plus le sol sableux neutre tassé il y a 23 ans (po_a23)) et la situation (tassé vs. contrôle).

	lu_a0	lu_a10	lu_a24	lu_a45	po_a0	po_a2	po_a8	po_a13	po_a23
0-10 cm tassé	3.56 ± 1.25	2.44 ± 0.84	1.54 ± 0.57	1.94 ± 1.19	1.5 ± 0.5	2.27 ± 1.07	2.43 ± 0.83	1.86 ± 0.68	1.43 ± 0.4
10-20 cm tassé	5.56 ± 1.13	5.06 ± 1.2	3.23 ± 1.19	3.38 ± 1.43	2.35 ± 0.7	4.09 ± 1.86	4.17 ± 1.3	3.3 ± 0.98	2.25 ± 0.5
20-30 cm tassé	6.26 ± 0.8	6.17 ± 1.17	4.74 ± 1.37	4.1 ± 1.46	2.85 ± 0.85	5.22 ± 1.98	4.77 ± 1.34	3.95 ± 1.52	2.79 ± 0.69
0-10 cm contrôle	1.8 ± 0.64	1.73 ± 0.67	1.54 ± 0.58	2.06 ± 0.87	1.35 ± 0.4	1.46 ± 0.92	1.8 ± 0.79	1.26 ± 0.33	1.18 ± 0.5
10-20 cm contrôle	2.88 ± 0.78	2.99 ± 0.99	3.03 ± 1.22	3.09 ± 1.41	1.92 ± 0.57	2.07 ± 1.26	2.29 ± 1	1.69 ± 0.49	1.93 ± 0.71
20-30 cm contrôle	3.39 ± 0.99	3.56 ± 1.15	2.96 ± 1.05	3.39 ± 1.38	2.3 ± 0.59	2.63 ± 1.37	2.42 ± 1.04	1.96 ± 0.6	2.45 ± 1

AII-2.5 Microarthropodes

Tableau 5: EMI de microarthropodes par échantillon

Échantillon	Situation	Âge de compaction (ans)	EMI
1	Tassé	0	10
2	Tassé	0	37
3	Tassé	0	12
1	Tassé	10	136
2	Tassé	10	126
3	Tassé	10	143
1	Tassé	24	96
2	Tassé	24	92
3	Tassé	24	105
1	Tassé	45	91
2	Tassé	45	126
3	Tassé	45	72
1	Contrôle	-	85
2	Contrôle	-	87
3	Contrôle	-	114

Tableau 6: Abondance de microarthropodes par échantillon.

Échantillon	Situation	Âge de compaction (ans)	Abondance	Total d'abondance
1	Tassé	0	2	
2	Tassé	0	10	16
3	Tassé	0	4	
1	Tassé	10	740	
2	Tassé	10	507	1519
3	Tassé	10	272	
1	Tassé	24	77	
2	Tassé	24	108	351
3	Tassé	24	166	
1	Tassé	45	140	
2	Tassé	45	266	482
3	Tassé	45	76	
1	Contrôle	-	56	
2	Contrôle	-	53	208
3	Contrôle	-	99	

AII-2.6 Carbone et azote total du sol

Tableau 7: Moyenne \pm erreur standard de Carbone et Azote total du sol et le rapport C/N en fonction de l'âge de compaction, le type de sol et la situation

type de sol	situation	âge de compaction	profondeur	rapport C/N	N total (%)	C total (%)
Luvisol	Tassé	0	0-5 cm	14.25 \pm 0.10	0.17 \pm 0.01	2.35 \pm 0.16
Luvisol	Tassé	0	5-10 cm	13.49 \pm 0.34	0.1 \pm 0.01	1.38 \pm 0.13
Luvisol	contrôle	0	0-5 cm	13.58 \pm 0.55	0.31 \pm 0.06	4.3 \pm 1.01
Luvisol	contrôle	0	5-10 cm	13.68 \pm 0.34	0.2 \pm 0.02	2.83 \pm 0.34
Luvisol	Tassé	10	0-5cm	13.49 \pm 0.15	0.32 \pm 0.03	4.43 \pm 0.45
Luvisol	Tassé	10	5-10 cm	14.18 \pm 0.23	0.13 \pm 0.01	1.91 \pm 0.09
Luvisol	contrôle	10	0-5cm	13.95 \pm 0.38	0.29 \pm 0.03	4.2 \pm 0.63
Luvisol	contrôle	10	5-10 cm	14.97 \pm 0.31	0.13 \pm 0.01	1.97 \pm 0.12
Luvisol	Tassé	24	0-5cm	14.27 \pm 0.13	0.16 \pm 0.01	2.36 \pm 0.25
Luvisol	Tassé	24	5-10 cm	14.05 \pm 0.34	0.11 \pm 0.01	1.67 \pm 0.15
Luvisol	contrôle	24	0-5cm	14.67 \pm 0.22	0.25 \pm 0.02	3.78 \pm 0.44
Luvisol	contrôle	24	5-10 cm	14.86 \pm 0.26	0.11 \pm 0.01	1.76 \pm 0.15
Luvisol	Tassé	45	0-5cm	14.43 \pm 0.24	0.27 \pm 0.02	3.91 \pm 0.36
Luvisol	Tassé	45	5-10 cm	15.62 \pm 0.45	0.12 \pm 0.01	1.95 \pm 0.13
Luvisol	contrôle	45	0-5cm	15.04 \pm 0.18	0.25 \pm 0.02	3.74 \pm 0.35
Luvisol	contrôle	45	5-10 cm	15.36 \pm 0.38	0.12 \pm 0.01	1.94 \pm 0.17
Podzol	Tassé	0	0-5cm	19.57 \pm 0.54	0.46 \pm 0.15	9.46 \pm 3.35
Podzol	Tassé	0	5-10 cm	19.02 \pm 0.62	0.26 \pm 0.09	5.17 \pm 2.00
Podzol	contrôle	0	0-5cm	18.64 \pm 0.31	0.32 \pm 0.03	5.97 \pm 0.56
Podzol	contrôle	0	5-10 cm	18.71 \pm 0.39	0.14 \pm 0.01	2.8 \pm 0.26
Podzol	Tassé	2	0-5cm	17.08 \pm 0.38	0.35 \pm 0.07	6.27 \pm 1.44
Podzol	Tassé	2	5-10 cm	17.34 \pm 0.52	0.19 \pm 0.05	3.21 \pm 0.80
Podzol	contrôle	2	0-5cm	16.97 \pm 0.77	0.4 \pm 0.04	6.81 \pm 0.75
Podzol	contrôle	2	5-10 cm	18.19 \pm 0.74	0.16 \pm 0.02	2.89 \pm 0.35
Podzol	Tassé	8	0-5cm	17.38 \pm 0.39	0.33 \pm 0.03	5.79 \pm 0.60
Podzol	Tassé	8	5-10 cm	18.86 \pm 0.39	0.09 \pm 0.01	1.52 \pm 0.25
Podzol	contrôle	8	0-5cm	18.36 \pm 0.22	0.35 \pm 0.07	6.51 \pm 1.26
Podzol	contrôle	8	5-10 cm	20.14 \pm 0.39	0.08 \pm 0.01	1.66 \pm 0.25
Podzol	Tassé	13	0-5cm	20.16 \pm 0.62	0.18 \pm 0.04	3.77 \pm 0.85
Podzol	Tassé	13	5-10 cm	21.13 \pm 1.07	0.09 \pm 0.03	1.97 \pm 0.71
Podzol	contrôle	13	0-5cm	21.01 \pm 0.57	0.11 \pm 0.02	2.35 \pm 0.50
Podzol	contrôle	13	5-10 cm	21.08 \pm 1.36	0.07 \pm 0.01	1.45 \pm 0.23
Podzol	Tassé	23	0-5cm	14.44 \pm 0.42	0.18 \pm 0.02	2.73 \pm 0.31
Podzol	Tassé	23	5-10 cm	13.76 \pm 0.60	0.12 \pm 0.01	1.72 \pm 0.31
Podzol	contrôle	23	0-5cm	14.36 \pm 0.53	0.16 \pm 0.03	2.5 \pm 0.70
Podzol	contrôle	23	5-10 cm	13.82 \pm 0.37	0.1 \pm 0.02	1.36 \pm 0.38

Résumé

La compaction et l'orniérage des sols forestiers par les engins lourds constituent des enjeux très importants concernant la gestion durable des forêts. Dans cette thèse nous avons examiné l'état d'orniérage d'un massif forestier du nord de la France (forêt de Compiègne) à l'aide d'un levé LIDAR (Light Detection and Ranging) aéroporté, puis nous avons évalué la résilience des sols après tassement à une échelle pluri-décennale. Les modèles numériques de terrain (MNT) traités par « Local Relief Modelling » (LRM) ont été utilisés pour proposer un indicateur de la densité de l'orniérage (RD). La résilience physique et biologique des sols après le tassement a été évaluée pour deux chronoséquences (Podzol et Luvisol) établies par une approche de substitution temps /espace couvrant une période de 45 ans. Les paramètres mesurés pour étudier la résilience sont : la résistance à la pénétration, la respiration du sol, le pH, les traits hydromorphes, l'enracinement, ainsi que la diversité de microarthropodes évaluée par l'indice QBS-ar. Nous trouvons qu'à l'échelle de tout le massif, la surface impactée par les passages d'engins est en moyenne de 40% mais aussi qu'elle varie à une échelle très fine au sein des unités de gestion. La densité d'orniérage a montré une relation significative avec des facteurs environnementaux qui contrôlent la susceptibilité du terrain à l'orniérage et la compaction. L'occurrence de nombreuses espèces herbacées varie avec la densité d'orniérage. La respiration à la surface du sol et la diversité de microarthropodes sur l'horizon 0-10 cm sont restituées en moins de 10 ans dans le Luvisol. Dans le Podzol la respiration a montré une restitution en deux ans. La résistance à la pénétration a montré une dynamique de rétablissement du sol depuis la surface vers la profondeur. La résilience complète sur une profondeur de 30 cm est évaluée à 54 ans pour le Luvisol et 70 ans pour le Podzol.

Mots clé : Sol forestier, Compaction, Orniérage, LIDAR, Résilience, Herbacées, Résistance à la pénétration, Respiration du sol, Microarthropodes

Abstract

Forest soil rutting and compaction by heavy machines is one of the most important issues concerning the sustainable management of forest. In this thesis, we examined the soil rutting in a forest massif on Northern France (Compiègne forest) using airborne LIDAR (Light Detection and Ranging), then we evaluated the recovery of soil after compaction at multi-decades' scale. The Digital Elevation Models (DEM) treated using the Local Relief Modelling tool (LRM) were used to suggest an indicator of rutting density (RD). The physical and biological recovery of soil were evaluated using two chronosequences (Podzol and Luvisol) established adopting a space for time substitution approach, covering a period of 45 years. The parameters used to examine the recovery were: penetration resistance, soil respiration, pH, hydromorphic features, rooting, and microarthropod diversity evaluated by the QBS-ar index. As results, the impacted surface by rutting was 40% on average, where it varies at fine scale within the forest management unit. The rutting density showed a significant relationship with environmental factors that control the terrain susceptibility to the rutting and compaction. The occurrence of many herbaceous species varies with respect to the rutting density. The surface respiration and the microarthropod diversity were recovered in 10 years on the horizon of 0-10 cm in the Luvisol. While in the Podzol this respiration reached a recovery stage in two years. The penetration resistance showed a recovery dynamic starting from the surface to the deeper layers. The complete recovery, of the first 30 cm, was evaluated to be achieved in 54 years for the Luvisol, and in 70 years for the Podzol.

Keywords: Forest soil, Compaction, Rutting, LIDAR, Recovery, Herbaceous, Penetration resistance, Soil respiration, Microarthropods