

Etude de l'impact du chaulage sur les propriétés physico-chimiques du sol et les cycles biogéochimiques en écosystème forestier

Auteur : Laguesse, Matthieu

Promoteur(s) : Cornelis, Jean-Thomas

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2016-2017

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/3089>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

ÉTUDE DE L'IMPACT DU CHAULAGE SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL ET SUR LES CYCLES BIOGÉOCHIMIQUES EN ÉCOSYSTEME FORESTIER

MATTHIEU LAGUESSE

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2016-2017

PROMOTEUR : PR. J-T CORNELIS

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

Le présent document n'engage que son auteur.

ÉTUDE DE L'IMPACT DU CHAULAGE SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL ET SUR LES CYCLES BIOGÉOCHIMIQUES EN ÉCOSYSTEME FORESTIER

MATTHIEU LAGUESSE

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2016-2017

PROMOTEUR : PR. J-T CORNELIS

Remerciements

Je tiens à remercier mon promoteur, Monsieur Jean-Thomas Cornelis pour sa disponibilité, ses conseils et remarques avisés qui ont permis de mener à bien ce projet, mais surtout pour sa passion communicative pour la pédologie qui m'a orienté vers ce champ d'étude.

Merci à Monsieur Félix de Tombeur, mon référent scientifique, pour son investissement, son suivi continu du projet et ses nombreuses relectures, qui m'ont permis d'améliorer sans cesse ce travail.

Ma gratitude s'adresse également à Monsieur Hugues Claessen (Gembloux Agro Bio-Tech) et Monsieur Quentin Ponette (Université Catholique de Louvain) pour m'avoir guidé dans la réalisation des inventaires forestiers qui m'étaient jusqu'alors totalement inconnus.

Je remercie l'unité de géopédologie pour leur accueil, tout particulièrement Madame Françoise Toussaint et Monsieur Raphaël Tarantino pour leur encadrement lors des différentes analyses, pour leurs précieux conseils et leur bonne humeur.

Je remercie également l'entreprise forestière Pirothon, à savoir Monsieur Yves et Bertrand Pirothon pour leur investissement dans ce projet.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à Monsieur Giovanni Mastrodonato pour son aide lors de l'échantillonnage des sols et à Monsieur Florent Wampach qui m'a prêté main forte sur le terrain pour l'analyse phytosociologique.

Merci à Monsieur Cédric Geert pour le prêt de matériel ainsi que ses explications quant à la réalisation des inventaires forestiers.

J'en profite également pour remercier toute ma famille, pour leur soutien infaillible tout au long de mes études qui furent riches en événements. Je remercie tout particulièrement ma Maman, ma sœur Julie, marraine Titi et Parrain pour leurs multiples relectures et tiens à souligner leur courage pour la réalisation de cette tâche ardue et non des moindres.

Je n'oublie pas Fanny, ma compagne, pour son soutien et ses commentaires judicieux et avec qui j'espère plein de belles années à venir.

Merci à mes amis avec qui j'ai passé des moments inoubliables. Une page se tourne, à nous d'écrire la suite du livre de la vie.

En mémoire de Marraine.

Résumé

Contexte et objectifs : De nombreuses études se sont intéressées aux dépérissements des peuplements. Ceux-ci se traduisent par un jaunissement et une défoliation importante des arbres. Elles mettent en avant les effets bénéfiques de l'amendement calco-magnésien pour remédier à ce problème. En effet, le chaulage prouve que son application permet d'améliorer les paramètres de fertilité du sol et de soutenir la croissance des peuplements. Dans ce travail, nous analysons ces impacts mais également l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols au cours du temps. L'influence du chaulage sur les cycles biogéochimiques est aussi examinée. Cet aspect est abordé par l'analyse du cycle du silicium : l'hypothèse de ce projet est que le chaulage réduit le taux d'altération de la phase minérale silicatée puisque le flux d'altération est majoritairement employé à la dissolution de l'amendement.

Méthodes : Le site expérimental sélectionné se trouve à Manhay, en Belgique. Il se compose de plusieurs parcelles forestières : trois pessières âgées de plus de cinquante ans (dont un témoin, une parcelle chaulée en 1989 et une autre en 2014) et de deux jeunes plantations composées d'épicéas et de douglas (un témoin et une parcelle amendée en 2011). Sur les échantillons de sol, des analyses physico-chimiques sont réalisées ainsi qu'une extraction du silicium au CaCl_2 . La teneur en silicium est aussi mesurée dans les aiguilles. Un inventaire forestier et une analyse phytosociologique sont également effectués pour chacun des peuplements.

Résultats et discussion : Les analyses du sol montrent une réduction de l'acidité de celui-ci et une meilleure biodisponibilité des éléments suite au chaulage. Cela se confirme par l'analyse phytosociologique. Néanmoins, la disponibilité du phosphore est réduite par l'amendement. Ces impacts sont marqués immédiatement après l'amendement et décroissent au cours du temps. Quant à l'inventaire forestier, il témoigne de l'effet du chaulage sur la croissance de l'arbre à la fois dans les vieux et dans les jeunes peuplements. Pour ce qui est des retombées sur les cycles biogéochimiques, l'analyse du silicium n'indique pas d'influence de l'amendement sur l'altération des minéraux silicatés.

Conclusion : L'utilisation d'un amendement a des répercussions positives sur l'écosystème forestier (amélioration des paramètres de fertilité et de la croissance des arbres, etc.) ou négatives (diminution de la concentration en phosphore, impact sur la phytosociologie, etc.). Il est donc primordial de l'employer de manière raisonnée. L'hypothèse formulée dans cette étude n'est pas confirmée. Il est néanmoins intéressant de la tester dans d'autres conditions.

Abstract

Context and aims: Many studies have been interested in the dieback of stands corresponding to a yellowing and defoliation of trees. They show the benefits of calc-magnesian amendment to resolve this problem. Indeed, the liming has proved his ability to improve soil fertility and to increase the growth of trees. In this project, we will study these impacts but also the evolution of soil physicochemical properties through time. The effects of liming on biogeochemical cycles will be also study. Thereby, we will analyse the silicon cycle: the hypothesis of this project is that the liming would reduce the alteration of the silicate mineral phase because the alteration flux is used to dissolve the amendment.

Methods: The experimental site is located in Manhay, in Belgium. It consist of different forest plots: three spruce stands aged over fifty years (one witness, one plot limed in 1989 and another in 2014) and two young plantations composed of spruce and Douglas (one witness and one plot limed in 2011). On soil samples, we did some physicochemical analyses and we extracted the silicon with a solution of CaCl_2 . The silicon content is also measured in the needles. In each stands, a forest inventory and a phytosociological analysis are made.

Results and discussion: The soil analyses show a reduction of the soil acidity and a better bioavailability of elements due to the liming. The phytosociological analysis confirms these results. However, the bioavailability of phosphorus was reduced by the liming. These impacts are important shortly after the liming and they decrease in time. For the forest inventory, the effect on growth has been shown for both old and young stands. Finally, for the impacts on biogeochemical cycle, the silicon analysis didn't show any influence of the amendment on the alteration of silicate minerals.

Conclusion: The application of an amendment has implications on the forest ecosystem. It could be positive (improve of soil fertility, growth of trees...) or negative (decrease of phosphorus concentration, impact on the phytosociology...). It is therefore essential to use it with reason. The hypothesis formulated in this study has not been confirmed. It would be nevertheless interesting to test it under other conditions.

Table des matières

Remerciements	I
Résumé	II
Abstract	III
Contexte de l'étude	1
État de l'art	2
1. Le chaulage en milieu forestier	2
1.1 État général des forêts	2
1.2 Historique du chaulage.....	5
1.3 Les effets du chaulage	6
2. Le silicium	10
2.1 Les formes et le cycle du silicium	10
2.2 Le silicium dans les plantes.....	14
2.3 Lien entre le chaulage et le silicium	15
Matériels et méthodes	17
1. Description du site d'échantillonnage.....	17
2. Historique des parcelles	20
3. Protocole d'échantillonnage	20
4. Analyses des échantillons de sol	21
4.1 Détermination du pH.....	21
4.2 Dosage du carbone organique	21
4.3 Dosage des éléments disponibles	22
4.4 Détermination de la granulométrie	22
4.5 Mesure de la capacité d'échange cationique	23
4.6 Détermination du taux de saturation en base	23
4.7 Détermination de l'acidité d'échange	24
4.8 Dosage de la réserve totale en base (TRB)	24
4.9 Dosage du silicium	24
5. Analyses des échantillons d'aiguilles.....	25
6. Inventaires forestiers.....	26
7. Analyses phytosociologiques.....	26
8. Analyses statistiques et logiciels utilisés	27
Résultats et discussions.....	28
1. Évaluation de l'homogénéité pédologique des parcelles.....	28

2.	Analyses des propriétés physico-chimiques.....	29
2.1	Vieux peuplements.....	29
2.2	Jeunes peuplements.....	33
2.3	Conclusion	33
3.	Évolution des propriétés physico-chimiques au cours du temps.....	38
3.1	Conclusion	40
4.	Analyses phytosociologiques.....	41
4.1	Conclusion	43
5.	Inventaires forestiers.....	44
5.1	Vieux peuplements.....	44
5.1.1	Conclusion	45
5.2	Jeunes peuplements.....	46
5.2.1	Les épicéas.....	46
5.2.2	Les douglas	48
5.2.3	Conclusion	48
6.	Impacts sur les cycles biogéochimiques.....	50
6.1	Silicium dans les sols.....	50
6.2	Comparaison des méthodes d'extraction du silicium	52
6.3	Silicium dans la biomasse	53
6.4	Conclusion	54
	Conclusion générale et perspectives.....	55
	Bibliographie.....	57
	Annexes	66

Table de figures

Figure 1.	Facteurs à l'origine du dépérissement (modifié de Bonneau, 1989).	4
Figure 2.	Biodisponibilité des éléments pour les plantes en fonction du pH (Truog dans Morelle, 1998)....	6
Figure 3.	Les différentes formes de l'aluminium en fonction du pH (Shreeja, s.d.).....	7
Figure 4.	Classification des composés de silicium dans les sols (adapté de Tubaña & Heckman, 2015 ; Cornelis & al., 2011a)	10
Figure 5.	Cycle du silicium en écosystème forestier (adapté de Tubaña & Heckman, 2015).	13
Figure 6.	Rôle du silicium au niveau des plantes (adapté de Ma, 2003).	14
Figure 7.	Impact du chaulage sur le cycle du silicium.	16
Figure 8.	Carte des parcelles échantillonnées avec l'année d'amendement entre parenthèses. (Source : Google Earth)	17
Figure 9.	Carte des parcelles échantillonnées localisées sur la Carte Numérique des Sols Wallons. ...	19

Figure 10. Effets moyens du chaulage sur le pH eau, l'acidité d'échange, le taux de saturation en base (TSB) et la concentration en Ca et P, pour des vieux (gauche) et jeunes (droite) peuplements. Les sites chaulés sont représentés en pointillés et les témoins en traits pleins.	34
Figure 11. Régression entre la variation d'Al échangeable et de P biodisponible. Les deltas représentent la différence entre les valeurs des paramètres de la parcelle amendée en 2014 et celles du témoin.	36
Figure 12. Régression entre la variation Ca et de P biodisponibles. Les deltas représentent la différence entre les valeurs des paramètres de la parcelle amendée en 2014 et celles du témoin. ...	36
Figure 13. Évolution du pH eau (à gauche) et de l'acidité d'échange (à droite) en fonction du temps depuis l'apport dans l'horizon Oh et BC.	38
Figure 14. Évolution du TSB, Mg, Ca et P en fonction du temps depuis l'apport pour l'horizon Oh. ...	39
Figure 15. Différence de recouvrement entre la parcelle chaulée en 2011 (à gauche) et le témoin (à droite).	41
Figure 16. Régression entre les concentrations en silicium extrait au CaCl_2 et à l'acétate de sodium.	52
Figure 17. Effets moyens du chaulage sur le silicium biodisponible (CaCl_2), pour des vieux (gauche) et jeunes (droite) peuplements. Les sites chaulés sont représentés en pointillés et les témoins en traits pleins.	54

Table des tableaux

Tableau 1. Critères de description de l'état sanitaire des peuplements.....	26
Tableau 2. Échelle de Braun-Blanquet.	27
Tableau 3. Analyses granulométriques - Moyenne \pm erreur-type (n=3 pour les vieux peuplements et n=2 pour les jeunes peuplements).	28
Tableau 4. Résultats des différentes analyses (pH, COT et éléments disponibles) - Moyenne \pm écart-type (n=3). a, b et c : comparaison entre les sites. 1, 2 et 3 comparaison entre les horizons.	30
Tableau 5. Résultats des différentes analyses (acidité d'échange, éléments sur la CEC, CEC, TSB et TRB) - Moyenne \pm écart-type (n=3). a, b et c : comparaison entre les sites. 1, 2 et 3 comparaison entre les horizons.	31
Tableau 6. Relevé floristique des différentes parcelles.	42
Tableau 7. Inventaire forestier des vieilles plantations - Moyenne \pm écart-type (n=10). a, b et c : comparaison entre les sites.	44
Tableau 8. Inventaire forestier des jeunes plantations - Moyenne \pm écart-type (n=nombre d'arbres). a, b et c : comparaison entre sites pour les épicéas. 1, 2 et 3 : comparaison entre les sites pour les douglas.	47
Tableau 9. Teneur en silicium biodisponible extrait au CaCl_2 ($\text{Si}_{\text{CaCl}_2}$) et à l'acétate de sodium (Si_{ac}) dans les sols des différentes parcelles. Moyenne \pm écart-type (n=3). a, b et c : comparaison entre les sites. 1, 2 et 3 : comparaison entre les horizons.	50
Tableau 10. Pourcentage de phytolithes (SiO_2) contenus dans les aiguilles.....	53

Contexte de l'étude

Notre époque actuelle impose une pression constante sur les écosystèmes forestiers. Suite aux crises énergétiques des décennies passées, le bois regagne de l'intérêt comme source d'énergie, mais également comme matériaux. Les effets des climats extrêmes, les phénomènes de pluies acides et autres pollutions viennent aggraver la situation.

Ces nombreux stress ont pour conséquence la dégradation de la fertilité et un appauvrissement des sols forestiers qui peuvent alors aboutir aux dépérissements des peuplements. Les symptômes se traduisent principalement par une défoliation et un jaunissement des feuilles et des aiguilles.

Pour remédier à ce problème, un peu partout des sites et des essais expérimentaux ont été mis en place afin d'évaluer l'efficacité du chaulage pour remédier aux appauvrissements des sols forestiers tout en améliorant la condition des arbres et en promouvant leur croissance.

Ces nombreuses recherches ont permis de mettre en avant un certain nombre de bénéfices du chaulage sur les sols et dans les peuplements forestiers. Il est maintenant intéressant de savoir quelle est la résilience d'un tel système et de prédire l'influence du chaulage sur d'autres processus pédogéniques comme par exemple, l'altération. Nous allons nous pencher sur la question dans le cadre de ce mémoire.

Ce travail de fin d'études a donc pour objectif principal d'étudier l'impact du chaulage en milieu forestier, à savoir son effet sur les propriétés physico-chimiques du sol et les cycles biogéochimiques. Nous pouvons distinguer plusieurs sous-objectifs :

- évaluer l'effet de l'amendement calco-magnésien sur les propriétés physico-chimiques (le pH, les éléments disponibles, l'acidité d'échange...) du sol ainsi que leur évolution au cours du temps ;
- étudier les répercussions de ces propriétés sur les peuplements forestiers et sur la diversité floristique via la réalisation d'inventaires forestiers et d'analyses phytosociologiques ;
- analyser l'impact du chaulage sur les cycles biogéochimiques via l'étude des modifications de l'altération, dite naturelle, des silicates suite à un amendement en utilisant le silicium comme traceur dans la solution du sol et dans la composition foliaire.

État de l'art

1. Le chaulage en milieu forestier

1.1 État général des forêts

Depuis plusieurs décennies, l'état sanitaire de certaines forêts tend à se dégrader. De nombreux cas de dépérissements sont relevés en Belgique, en France, en Allemagne, dans le nord des États-Unis, etc. Le nombre de cas recensés a triplé sur les quinze dernières années (Vennetier, 2012). Les dépérissements sont observés aussi bien chez les feuillus (hêtre, chêne...) que chez les résineux (épicéa, sapin...). Ils se traduisent par des symptômes de défoliation et de jaunissement, ce qui entraîne une perte de vitalité des arbres. En conséquence, la diminution de la production de bois a évidemment des répercussions économiques négatives. (Bonneau, 1989 ; Nageleisen, 1993 ; Laurent & Lecomte, 2004 ; Delaporte, 2015)

La définition du dépérissement la plus retenue est la suivante :

Les dépérissements sont définis comme des phénomènes causés par un ensemble de facteurs interagissant et se succédant d'une façon particulière, et qui entraînent une détérioration générale (portant notamment sur l'aspect et la croissance) et graduelle, se terminant souvent par la mort de l'arbre (Manion, 1981 cité par Landmann, 1994, pp. 407).

Les causes de ce phénomène peuvent être réparties en trois catégories : les facteurs prédisposants (causes de fond qui interviennent de façon chronique), les facteurs déclenchants (événements ponctuels qui provoquent un affaiblissement important, voire la mort de l'arbre) et les facteurs aggravants (qui accélèrent sa mort). Plusieurs agents sont mis en avant : biotiques (insectes, maladies...), abiotiques (les effets climatiques, la pauvreté des sols...) et anthropiques (les pollutions atmosphériques, la physiologie des arbres...) (Bonneau, 1989 ; Nageleisen, 1993). En fonction des cas, un même agent peut se trouver dans différentes catégories. (Landmann, 1994 ; Vennetier, 2012)

Les facteurs biotiques rassemblent l'attaque d'insectes phyllophages, de pathogènes, de champignons foliaires ou racinaires (pourridiés). Néanmoins, ce type de facteur ne permet pas d'expliquer à lui seul le phénomène du dépérissement. (Nageleisen, 1993)

En ce qui concerne les facteurs abiotiques, les causes climatiques sont liées aux événements extrêmes, comme des périodes de sécheresse importante, de température élevée, etc. Sur base d'analyses dendrochronologiques (Becker, 1987 ; Bouchon, 1989 cité par Bonneau, 1989), les périodes de déficit hydrique important ont pour conséquence une diminution de la croissance radiale des arbres. Dans l'étude de Lévy & Becker (1987), il est également démontré que les pertes de vigueur des arbres peuvent être expliquées par des sécheresses, mais que d'autres facteurs du peuplement (sa densité) et du milieu (sa

topographie, sa réserve en eau...) peuvent intervenir. Dans un contexte de changement climatique (GIEC, 2014), il est à craindre que les scénarios extrêmes s'amplifient et aggravent le phénomène de dépérissement (Vennetier, 2012).

Diverses études révèlent que la nutrition minérale peut être à l'origine de ces dépérissements (Landmann & al., 1987 ; Nys, 1989 ; Weissen & Maréchal, 1991 ; Bonneau & al., 1992 ; Weissen & al., 1992 ; Ponette & al., 1993 ; Laurent & Lecomte, 2004). Landmann & al. (1987) rapportent que dans les Vosges, l'analyse foliaire d'épicéas et de sapins révèle une carence aiguë en magnésium (et parfois en calcium ou en zinc) ; alors que la nutrition en azote et en phosphore est correcte. Dans certaines régions, le dépérissement semble plutôt en lien avec un déficit en potassium (voire en azote et en phosphore) comme pour les milieux schisteux dans les Pyrénées ou les substrats calcaires (Hüttl, 1985 cité par Landmann & al., 1987 ; Chéret & al., 1987). Une raison de ces carences en éléments peut être liée à la présence de matériaux parentaux pauvres en éléments qui sont à l'origine du substrat appauvri. Landmann (1988 cité par Bonneau, 1989) décrit une corrélation correcte entre la teneur en magnésium des aiguilles et la composition du sol.

Ces déficits peuvent aussi être liés aux pollutions d'origine atmosphérique (les facteurs anthropiques) comme, par exemple, le phénomène des pluies acides généralement incriminé dans l'apparition du dépérissement. En effet, les pluies acides ont différents impacts négatifs sur l'environnement. Elles provoquent le phénomène de récrétion qui se définit comme la migration d'ions depuis les tissus foliaires vers la surface des feuilles/aiguilles qui sont ensuite lessivés par les pluies (Bonneau, 1989). D'autres polluants sont pareillement à l'origine de ce phénomène comme l'ozone et le dioxyde de soufre. La perte de cations par récrétion entraîne un appauvrissement de l'arbre si celui-ci ne peut les récupérer ou sinon, une acidification plus importante des sols par relargage de protons (H^+) par les racines de l'arbre pour réabsorber les cations perdus. Les acides apportés par les pluies viennent s'ajouter au flux de protons qui proviennent de l'activité racinaire et aux acides émis par la décomposition de la matière organique présente dans la couche d'humus. Ceci amplifie le phénomène d'acidification qui se traduit par une lixiviation plus importante des cations (Ca, Mg et K), donc un appauvrissement du sol. L'augmentation de l'acidification accroît également la libération d'ions aluminiums dans la solution du sol. La toxicité aluminique provoque une diminution de la croissance racinaire, et a comme répercussion de réduire le prélèvement de cations (calcium et magnésium principalement). (Johnson & Siccama, 1983 ; Landmann & al., 1987 ; Godbold & al., 1988 ; Bonneau, 1989 ; Ulrich, 1995 ; Laurent & Lecomte, 2004 ; Malek & al., 2005 ; Renaud & al., 2009b)

Toutefois, l'aluminium n'est pas l'unique responsable des carences : la pollution azotée y contribue aussi. L'apport d'azote est souvent jugé favorable pour la végétation parce qu'il s'agit d'un élément majeur de leur nutrition, qui peut être un facteur limitant dans certains écosystèmes. Cependant, des effets négatifs lui sont aussi attribués. Par exemple, si le sol est limité en d'autres éléments que l'azote, cela entraîne un déséquilibre nutritionnel qui se traduit par une carence (Van Praag & Weissen, 1986). Un autre impact néfaste de l'azote est d'être acidifiant : l'azote ammoniacal participe au phénomène de

récréation et la nitrification de celui-ci est une source supplémentaire de protons dans les sols. (Bonneau, 1989 ; Nys, 1989)

Diverses études reprises par Bonneau (1989) enseignent que différents polluants comme l'ozone et l'oxyde de soufre ont, dans certains cas, des effets dépressifs sur les peuplements en fonction de leur concentration. Ils ont aussi une incidence sur la photosynthèse et réduisent la résistance aux contraintes climatiques.

Il peut y avoir, en outre, des problèmes physiologiques qui sont liés à une mauvaise adéquation entre la station et l'essence forestière. Néanmoins, ce phénomène est en régression grâce aux progrès dans la recherche forestière et à un meilleur accès aux informations pour les sylviculteurs. Une mauvaise gestion sylvicole (dégâts, manque d'éclaircie dans les forêts...) contribue au dépérissement, mais il est fort peu probable qu'elle en soit la cause principale.

La figure ci-dessous (Figure 1) reprend les différents facteurs cités ainsi que les relations entre ceux-ci.

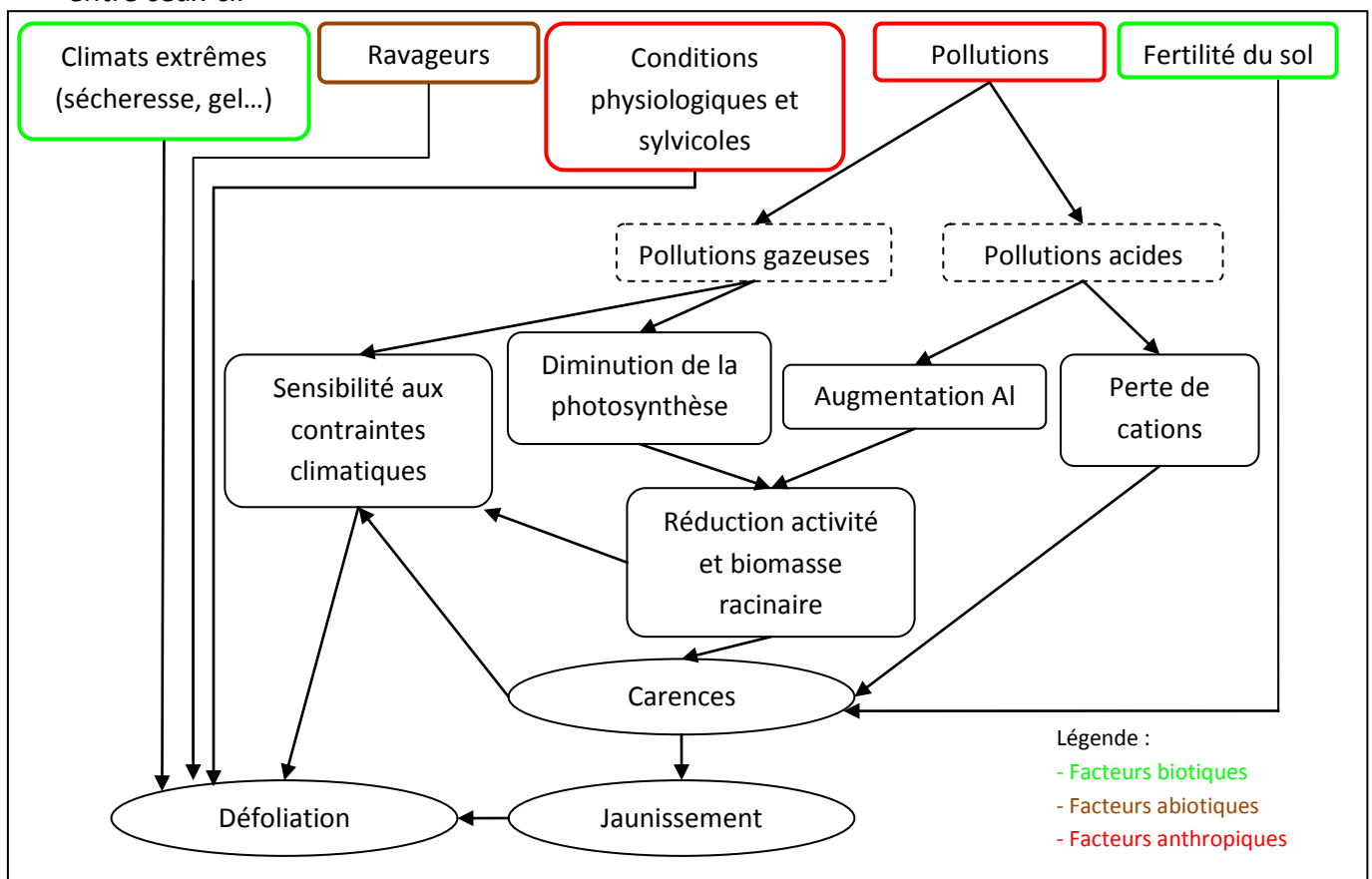


Figure 1. Facteurs à l'origine du dépérissement (modifié de Bonneau, 1989).

Il existe une interaction importante entre le dépérissement des arbres et la fertilité de la station (Lebourgeois & al., 1993). Dans un sol relativement pauvre, le dépérissement dans le peuplement est souvent lié à un phénomène de carence. Un amendement peut y remédier. Alors que dans une station riche, s'il y a un dépérissement, celui-ci n'est pas lié à un déficit, mais plutôt à des conditions physiologiques ou météorologiques difficiles (par exemple, une période de sécheresse). Dans ce dernier cas, l'amendement est beaucoup moins efficace.

1.2 Historique du chaulage

L'objectif général du chaulage est la restauration de la fertilité des sols afin de soutenir une meilleure production de bois. Ce but peut être atteint par un amendement raisonné et approprié au milieu (Laurent & Lecomte, 2004).

À partir des années 1970-1980, de nombreux chercheurs s'intéressent aux effets d'un chaulage/d'une fertilisation sur les écosystèmes forestiers. Ils étudient la forme sous laquelle l'amendement est amené. Dans un premier temps, ces études se sont concentrées sur la question de la fertilisation NPK en milieux forestiers à l'instar de ce qui est communément appliqué dans les milieux agricoles (Bonneau, 1972 ; Bonneau & al., 1972 ; Weissen, 1976 ; Le Tacon & Oswald, 1977 ; Gelpe & Lefrou, 1986). Certaines d'entre elles ont démontré une incidence sur la croissance des arbres.

Cependant, d'autres recherches prouvent que des apports en azote n'ont pas d'effets positifs sur la croissance radiale (Belkacem & al., 1992). Ceux-ci peuvent même avoir un effet dépressif, comme le décrivent les études de Nys (1989) et de Picard & al. (1999). Becker (1992) conclut que la répercussion des apports en azote sur la croissance radiale dépend du climat. Par exemple, en période sèche, ils augmentent la sensibilité des arbres. Becker (1992) a de même mis en évidence le fait que les apports en azote ont surtout une action sur les arbres dominés. D'après Nys (1989), l'apport d'azote accentue le dépérissement (un jaunissement et une perte d'aiguilles plus importante) dû à un accroissement du déséquilibre nutritionnel et à une acidification plus forte du système, tel que décrit précédemment. Cela entraîne une perte de production de 2 m³/ha/an. Ranger & al. (1994) concluent que l'apport de fertilisant n'améliore pas l'état sanitaire des arbres et qu'il accélère au contraire la perte de cations apportés par l'amendement. L'ajout de phosphore (sous forme de scories) dans les amendements est souvent considéré comme un investissement à perte, car nous arrivons à un résultat équivalent sans. (Nys, 1989 ; Felhen & Picard, 1994 ; Picard & al., 1999). Jonard & al. (2010) indiquent également que l'ajout de phosphore n'a pas d'effet significatif, ni sur la chimie du sol ni sur la vitalité des arbres.

D'après ces différentes études, les apports d'azote et de phosphore n'ont pas d'impact positif sur les écosystèmes forestiers étant donné que ces deux éléments ne sont pas limitants pour la croissance. D'autres éléments sont donc à l'origine d'une baisse de la fertilité des sols et de la croissance des arbres. Des carences en calcium et en magnésium dans les sols forestiers ont en effet été mises en évidence suite à ces premières recherches sur la fertilisation (Weissen, 1976). Depuis les années 1980-1990, d'autres études se tournent vers des amendements calciques, puis dolomitiques pour remédier à ces déficiences (Bonneau & Nys, 1997). Maintenant, ces apports sont employés pour le chaulage en milieux forestiers avec, dans certains cas, un ajout de fertilisant.

1.3 Les effets du chaulage

La réduction de l'acidité dans les sols forestiers est le principal effet du chaulage recherché (Nys, 1989 ; Ranger & al., 1994 ; Renaud & al., 2009b). Cette réduction est rendue possible grâce à l'apport de bases lors de l'amendement, qui neutralisent en partie l'acidité. De nombreux phénomènes découlent de la diminution de l'acidité dans les sols.

Ainsi, le pH a une influence directe sur la biodisponibilité des éléments nutritifs (N, P, K, Ca, Mg...) grâce à son rôle dans les phénomènes de solubilisations/insolubilisations et de sorptions/désorptions (Genot & al., 2009) (Figure 2). La gamme de pH atteint par l'action du chaulage permet donc une meilleure disponibilité de ceux-ci (Ranger & al., 1994).

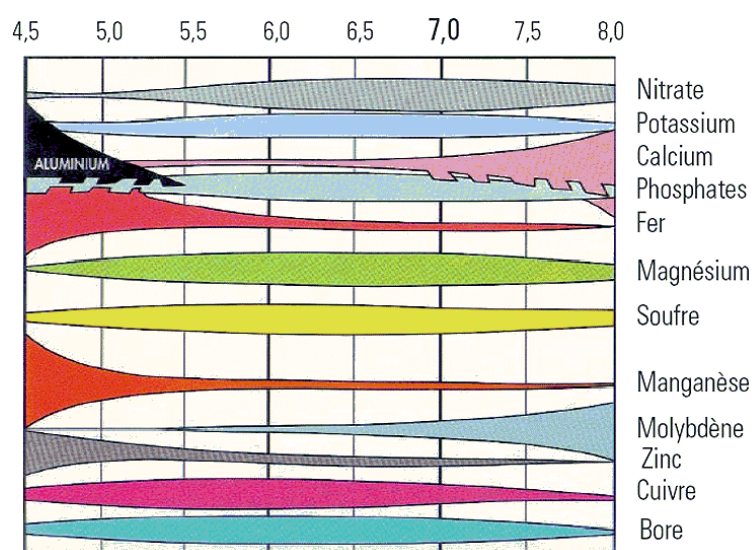


Figure 2. Biodisponibilité des éléments pour les plantes en fonction du pH (Truog dans Morelle, 1998).

Le pH influe également sur la présence d'éléments toxiques comme l'aluminium. Ce dernier se trouve sous différentes formes : pour des pH inférieurs à 4,5, l'aluminium est présent majoritairement sous forme libre (ion Al^{3+}) ; ensuite, au-delà de 4,5, il se présente sous différentes formes d'hydroxydes à savoir $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ et $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (Figure 3). L'aluminium pose problème quand il se retrouve sous forme libre, puisqu'il peut être ainsi prélevé par les plantes. L'aluminium est un inhibiteur du développement racinaire, car il bloque la division cellulaire (Ségalen, 1973 ; Van Praag & al., 1985). Ceci a pour conséquence de réduire le prélèvement des nutriments (Ca et Mg) et d'accroître les carences pour la végétation (Van Praag & al., 1997). La remontée de pH, permise grâce au chaulage, diminue la concentration en aluminium échangeable (comme l'ont développé Ranger & al. en 1994) ainsi que sa toxicité. Jonard & al. (2010) observent une diminution de la concentration foliaire en aluminium suite à un amendement. La réduction de l'aluminium échangeable permet de restaurer le système racinaire (Bonneau & Nys, 1997).

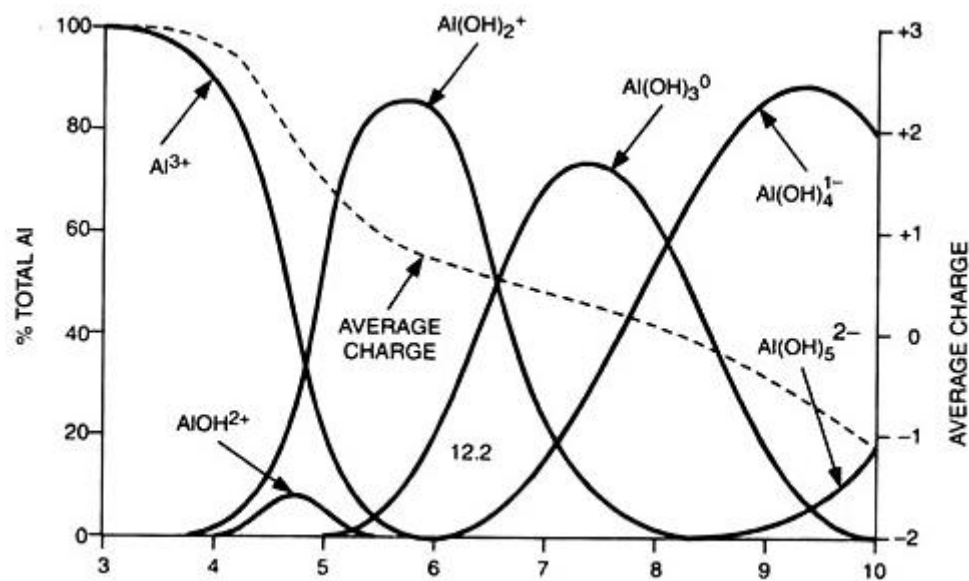


Figure 3. Les différentes formes de l'aluminium en fonction du pH (Shreeja, s.d.).

Il est évident que l'ajout de chaux dolomitique enrichit le sol en calcium et en magnésium, qui sont adsorbés sur les complexes d'échange et qui augmentent le taux de saturation en base (Nys, 1989 ; Bonneau & al., 1992 ; Ranger & al., 1994 ; Renaud & al., 2009b). Ces apports raisonnés permettent de restaurer l'équilibre nutritionnel des peuplements. Si les quantités ne sont pas réfléchies, elles engendrent, à moyen ou à long terme, une carence d'un élément qui deviendra limitant pour le développement des arbres (Legout & al., 2016). L'apport de calcium dans les sols améliore également sa structure (formation d'associations organo-minérales favorisée par la complexation de la matière organique avec l'ion Ca^{2+}), ce qui augmente leur capacité de rétention en eau et, de ce fait, réduit les stress hydriques durant les périodes de sécheresses. (Nys, 1989 ; Becker, 1992 ; Belkacem & al., 1992 ; Felhen & Picard, 1994)

Certains cycles biogéochimiques sont impactés par le chaulage. Par exemple, celui de l'azote, pour lequel Dulière & al. (1999) observent une diminution de la production nette de nitrates dans l'horizon minéral lors du chaulage d'un peuplement d'épicéas. Ils révèlent néanmoins l'effet inverse lors du chaulage d'une chênaie. D'autres études dévoilent des résultats variables du chaulage sur la minéralisation de l'azote (Ranger & al., 1994). Ces données indiquent que chaque écosystème réagit différemment à une perturbation, dans ce cas-ci, à l'apport d'un amendement.

D'un point de vue général, le chaulage améliore l'activité biologique (baisse du rapport C/N) (Duchafour & Guinaudeau, 1957 ; Nys, 1989 ; Becker, 1992 ; Bonneau & Nys, 1997). Un sol moins acide crée une augmentation et une stimulation de la pédofaune (le retour des vers de terre). Ce phénomène engendre une amélioration du *turn-over* de la matière organique (l'accélération de sa minéralisation) (Toutain & al., 1988 ; Picard & al., 1993 ; Felhen & Picard, 1994 ; Renaud & al., 2009b). Felhen & Picard (1994) décrivent la possible transformation du type d'humus, avec le passage d'un type moder à un type mull acide sous des peuplements d'épicéas amendés. Toutain & al. (1988) confirment le même

phénomène dans une hêtraie, Becker & al. (1992) dans une sapinière et Ranger & al. (1994) dans une pessière. Ils observent tous une diminution de l'épaisseur et de l'acidité de l'humus.

Grâce à l'amendement, l'état sanitaire des arbres se trouve globalement amélioré (Nys, 1989 ; Belkacem & al., 1992 ; Bonneau & Nys, 1997 ; Legout & al., 2016). Bonneau & al. (1992) remarquent aussi que le taux de défoliation diminue de manière significative. Ils décrivent une réduction du taux de jaunissement des aiguilles grâce au chaulage. Ces deux phénomènes sont aussi mis en évidence par d'autres travaux comme ceux de Ranger & al. (1994), de Renaud & al. (2009) et de Jonard & al. (2010). Ces améliorations visibles sont rendues possibles grâce à une meilleure nutrition minérale des peuplements pour lesquels les teneurs en calcium et magnésium des aiguilles sont plus importantes. D'autres recherches dégagent les mêmes conclusions (Lebourgeois & al., 1993 ; Ranger & al., 1994 ; Bonneau & Nys, 1997 ; Jonard & al., 2010 ; Legout & al., 2016). Felhen & Picard (1994) ont un avis plus mitigé : l'amendement maintient les arbres dans un état sanitaire satisfaisant. Lebourgeois & al. (1993) expliquent que le chaulage a un effet différent en fonction du statut social de l'arbre : les dominants et co-dominants réagissent de manière significative à l'amendement mais pas les dominés. Le chaulage accélère donc la différenciation sociale au sein d'un peuplement (Becker, 1992). Cette divergence de comportement provient d'une meilleure occupation spatiale et racinaire, qui assure aux arbres dominants un meilleur approvisionnement en eau et en lumière (Picard & al., 1999).

L'amélioration des conditions du milieu favorise la croissance des arbres. Le gain de vigueur, en lien avec la levée de facteurs limitants, telle qu'une carence en nutriments (Ca, Mg), est stimulé par l'apport de chaux dolomitique. Elle peut aussi correspondre à une réponse directe de l'arbre (Fehlen & Picard, 1994). Différentes études signalent des augmentations de la croissance radiale liées aux amendements : un gain entre 22 % - 30 % et de 24 % dans deux sapinières analysées (Becker, 1992 ; Lebourgeois & al., 1993) ; il est dans deux pessières respectivement de 34 % et 38 % (Fehlen & Picard, 1994 ; Renaud & al., 2009b) ; de 20 % pour une jeune hêtraie (Picard & al., 1999) ; de 15 % et de 25 % pour une jeune et une vieille plantation de chênes pédonculés (Becker & al, 1996), etc. Belkacem & al. (1992) mettent en évidence une augmentation de production de 20 % sur l'ensemble de la biomasse et une augmentation des concentrations en éléments minéraux dans des tissus distincts. Nys (1989) décrit un gain de 25 % de circonférence pour des épicéas, six ans après le chaulage, et une amélioration de la production de 3 m³/ha/an de bois supplémentaire en comparaison à la parcelle témoin.

L'apport d'amendement stimule la production de racines fines et contribue à une distribution plus importante de celles-ci en profondeur (Bauhus & Bartsch, 1996 ; Bonneau & Nys, 1997 ; Bakker, 1999 ; Bakker & Nys, 1999). Ces améliorations du réseau racinaire favorisent la résistance des peuplements à la sécheresse, confèrent aux peuplements chaulés une plus grande stabilité au vent et réduisent ainsi le risque de chablis (Renaud, 2002).

L'amendement influence également le cortège floristique dans les peuplements (Becker & al., 1992 ; Picard & al., 1993 ; Fehlen & Picard, 1994 ; Renaud & al., 2009a). En effet, si l'amendement est appliqué de manière raisonnée, la flore s'enrichit et se diversifie avec l'installation de diverses espèces neutro-nitrophiles. Celles-ci sont caractéristiques de milieux plus fertiles. Néanmoins, il n'y a pas une disparition des espèces acidophiles, mais une régression de leur recouvrement (Misson & al., 2001). Une autre analyse en Ardenne belge (Dulière & al., 1999) nous apprend que la strate herbacée s'est enrichie en espèces pionnières et neutrophiles. Cette dernière est également apparue dans la strate muscinale accompagnée d'une régression de certaines espèces acidophiles en matière de biomasse, de fréquence et de recouvrement (Dulière & al., 2000).

L'amendement en forêt a également une influence favorable sur la qualité de l'eau qui traverse les profils de sol. Elle est de nature moins acide et contient une concentration plus faible en aluminium soluble qui est toxique pour la flore et la faune. Elle est également plus riche en éléments minéraux (Ca et Mg). La répercussion sur les cours d'eau dépend du temps de transfert de l'eau selon la géologie des sols. (Bonneau & al., 1992 ; Angéli & al., 2009 ; Legout & al., 2016)

2. Le silicium

Le silicium (Si) est le deuxième élément, le plus abondant dans la croûte terrestre en termes de masse avec un pourcentage de 28.8 %, après l'oxygène à 47.2 % (Wedepohl, 1995). À cause de son omniprésence et de son abondance dans les sols, peu d'attention lui est accordée par rapport à d'autres éléments. Néanmoins, il attire de plus en plus les regards grâce à son rôle important dans les processus biogéochimiques : l'interaction entre le cycle du silicium et celui du carbone régule le CO₂ atmosphérique, il sert également de tampon à protons grâce aux processus d'altération et de source nutritionnelle pour la vie aquatique (Sommer & al., 2006 ; Cornelis & al., 2011a). C'est aussi un élément bénéfique pour la croissance des espèces végétales (Epstein, 1974 ; Ma, 2003 ; Barth, 2016).

2.1 Les formes et le cycle du silicium

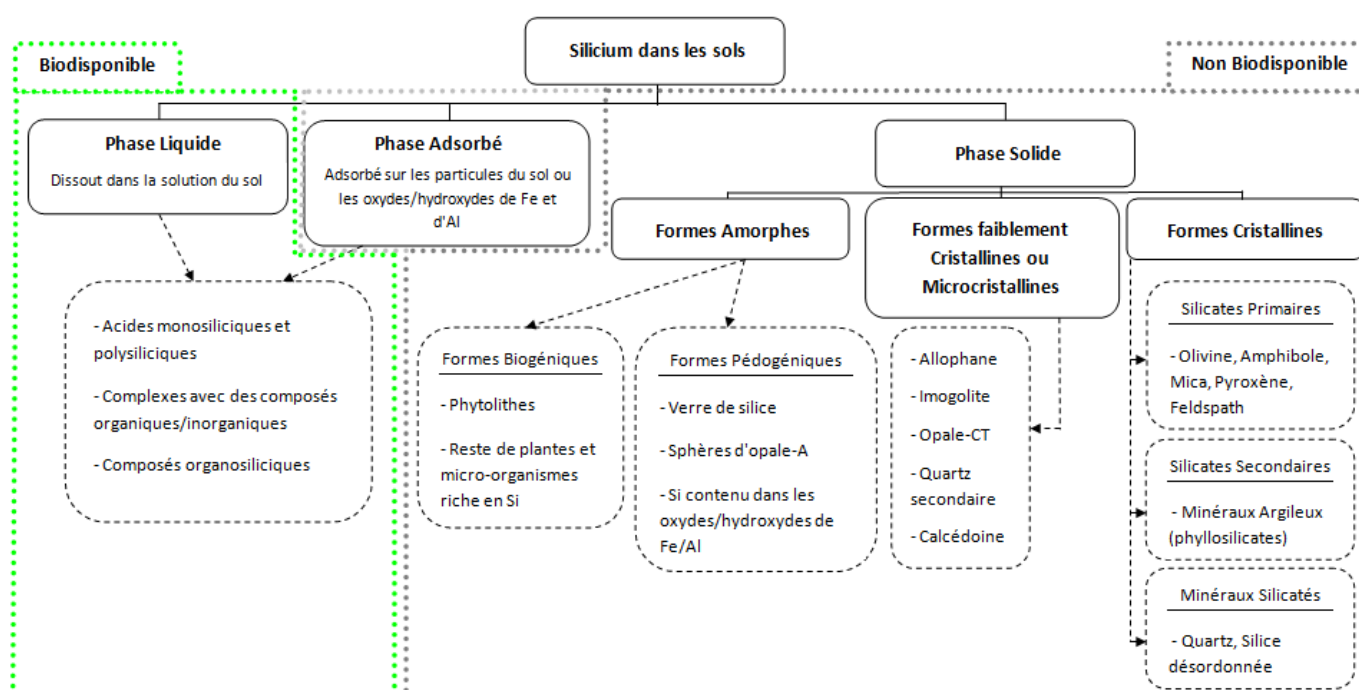


Figure 4. Classification des composés de silicium dans les sols (adapté de Tubaña & Heckman, 2015 ; Cornelis & al., 2011a)

La Figure 4 reprend l'ensemble des formes sous lesquelles se présente le silicium dans les sols. Une première distinction est réalisée en fonction de la biodisponibilité du silicium pour les plantes. Dans la partie biodisponible, le silicium est dans la phase liquide, tandis que le silicium non biodisponible se trouve principalement dans la phase solide. Une partie du silicium en phase liquide peut être fortement adsorbée sur des surfaces solides, il devient dès lors non biodisponible.

Le silicium biodisponible se trouve directement dissout dans la solution du sol. Dans ce pool, le silicium apparaît principalement sous forme d'acides monosiliciques (H₄SiO₄) mais également sous forme d'acides polysiliciques dans des conditions alcalines élevées. Seul le silicium, sous forme monosilicique, est prélevé par la plante. Sous forme polysilicique, il se

décompose en monosilicique avec le temps. Le silicium forme aussi des complexes avec des composés organiques ou inorganiques (Al-Si) (Sommer & al., 2006 ; Cornelis & al., 2011a). Ces mêmes formes de silicium se retrouvent dans la phase adsorbée, sur des particules de sol ou sur des oxydes/hydroxydes de fer ou d'aluminium (Sommer & al., 2006 ; Sauer & al., 2006 ; Tubaña & Heckman, 2015).

Le silicium non biodisponible est présent sous forme de phase solide que nous pouvons diviser en trois catégories : les formes amorphes, les formes faiblement cristallines/microcristallines et les formes cristallines. Ces dernières sont majoritairement les formes sous lesquelles se retrouve le silicium dans la phase solide. Elles comprennent les silicates primaires, les silicates secondaires et les minéraux silicatés. Les silicates primaires hérités du matériau parental (feldspath, olivine...) sont concentrés dans la fraction sableuse (50-2000 μm) et limoneuse (2-50 μm), tandis que les silicates secondaires se trouvent plus dans la fraction argileuse (< 2 μm) et proviennent de processus pédogéniques. Ceux-ci comprennent les phyllosilicates ainsi que les oxydes et hydroxydes d'Al/Fe (Cornelis & al., 2011a ; Tubaña & Heckman, 2015). Les formes de silicium peu cristallines (imogolite, allophane...) et microcristallines (calcédoine, quartz secondaire...) résultent des processus de formation des sols et des matériaux parentaux (roches volcaniques...). (Sommer & al., 2006)

Le silicium, dans la phase amorphe, est d'origine biogénique ou pédogénique. La première forme provient de résidus de plantes ou des restes de micro-organismes qui emmagasinent le silicium. Les plantes l'accumulent dans leurs feuilles et forment des phytolithes (opale-A polymérisé). Le silicium amorphe sous forme pédogénique est du silicium contenu dans des oxydes/hydroxydes d'Al/Fe, mais il correspond aussi à la fraction inorganique non cristalline. Cette fraction comprend l'opale-A (formée quand la solution du sol est sursaturée en silicium), le verre de silice d'origine volcanique et les couches d'opale qui recouvrent des minéraux secondaires (Cornelis & al., 2011a ; Tubaña & Heckman, 2015 ; Tubaña & al., 2016).

De nombreux phénomènes (Figure 5) agissent sur la concentration du silicium dans la solution du sol tels que l'adsorption et la désorption de H_4SiO_4 sur des particules de sol ou sur des oxydes/hydroxydes d'Al/Fe, l'absorption de silicium par la végétation et les micro-organismes, la formation de silicium amorphe, la lixiviation en dehors du profil de sol et l'addition (les retombées atmosphériques, l'irrigation, la fertilisation, le retour végétal sous forme de phytolithes et les restes de micro-organismes). Il y a un équilibre entre le silicium de la phase solide et celui de la phase liquide. Si la solution du sol est sursaturée en silicium, il y a une précipitation de silicium et une formation d'opale amorphe (Chadwick & al., 1987 ; Tubaña & Heckman, 2015). Par contre, s'il y a une diminution du silicium présent dans la solution du sol, il y aura dissolution de silicium présent dans la phase solide afin de rééquilibrer le système en réalimentant la solution du sol en H_4SiO_4 . La solubilité des différentes formes du silicium, dans la phase solide, influence sa concentration dans la solution du sol. Le silicium, sous forme amorphe, est beaucoup plus soluble que celui sous forme cristalline. Par exemple, les phytolithes sont dix-sept fois plus solubles que le quartz (Frayse & al., 2006). La présence de silicium, sous forme de phytolithes, a donc un rôle

important dans la dynamique du silicium et dans sa biodisponibilité (Sommer & al., 2006 ; Cornelis & al., 2011a ; Tubaña & Heckman, 2015 ; Tubaña & al., 2016). Divers facteurs, autres que sa forme, influencent la solubilité du silicium dans les minéraux, tels que le pH, la température, la taille des particules, le contenu en eau et en matière organique, le potentiel rédox... (Sommer & al., 2006 ; Tubaña & Heckman, 2015)

Les plantes absorbent uniquement le silicium sous forme H_4SiO_4 via leurs racines. Il existe trois types de mécanismes d'absorption, à savoir un actif, un passif et un rejetant. Le mécanisme actif correspond à une absorption de silicium supérieure à la quantité prédite par simple flux massique. Pour le mécanisme passif, la quantité de silicium absorbée correspond à la quantité prédite. Et finalement, le mécanisme rejetant signifie que la quantité absorbée est inférieure à celle prédite (Cornelis & al., 2011a). Selon celui-ci, les différentes plantes sont caractérisées d'accumulatrices importantes (1 à 10 % du poids sec [PS]), d'accumulatrices intermédiaires (de 0.5 à 1 % du PS) ou de non-accumulatrices (< 0.5 % du PS). La teneur en silicium d'une plante dépend de sa capacité spécifique d'absorption racinaire, qui est liée à sa capacité de transpiration. La concentration en silicium d'une plante est caractéristique de l'espèce (Bartoli & Souchier, 1978 ; Ma, 2003). Suivant Hodson & al. (2005), les épicéas peuvent être ainsi classés comme des accumulateurs importants (1.36 % du PS).

Une fois prélevé, le silicium est transporté via le flux de sève dans le xylème pour parvenir jusqu'aux feuilles. Il se dépose en majorité dans les sites de transpiration (Tubaña & al., 2016). Quand l'eau de la plante s'évapore, cela provoque une augmentation de la concentration en silicium. Lorsque la concentration dépasse la limite de solubilité du silicium, il y a précipitation de celui-ci sous forme amorphe ($SiO_2 \cdot nH_2O$), également appelé phytolithe (Sommer & al., 2006). Les phytolithes retournent dans le sol lors de la chute des feuilles ou des aiguilles. Le silicium amorphe est ensuite libéré après décomposition de la matière organique et devient une source de silicium par dissolution.

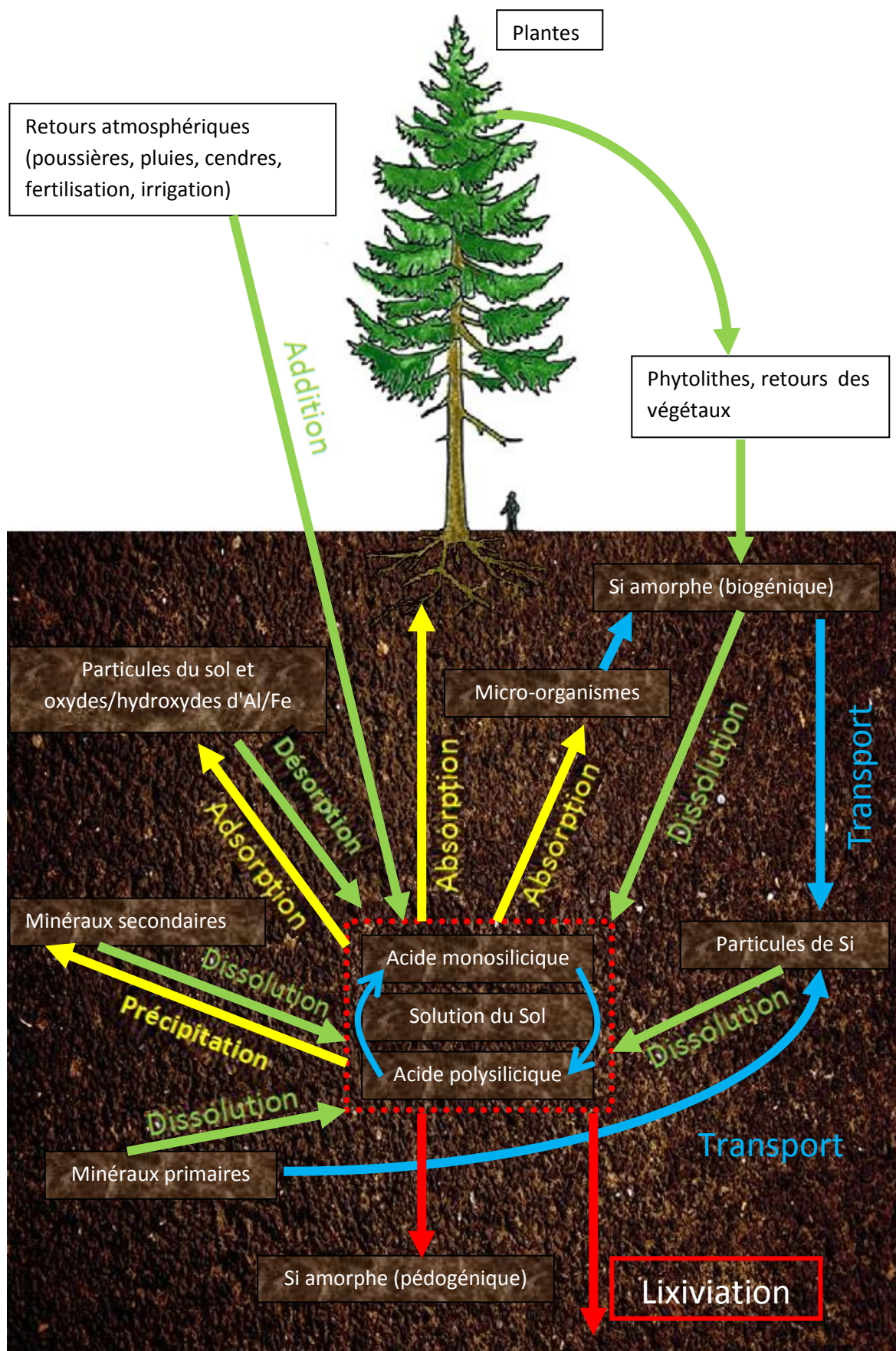


Figure 5. Cycle du silicium en écosystème forestier (adapté de Tubaña & Heckman, 2015).

2.2 Le silicium dans les plantes

Le silicium n'est pas considéré comme un élément essentiel pour les plantes, étant donné qu'elles sont capables de compléter leur cycle en l'absence de cet élément. Néanmoins, il est difficile de prouver que son absence empêche le développement du cycle complet, parce qu'il est impossible de l'éliminer totalement du sol. De nombreuses études relatent l'effet positif du silicium sur la croissance des plantes (Hopkins, 2003 ; Ma, 2003 ; Epstein, 2009 ; Guntzer & al., 2012). Bien qu'il soit non essentiel chez certaines plantes accumulatrices monocotylédones (riz, blés et autres graminées), sa carence provoque des dommages importants dus à la verse (Hodson & al., 2005 ; Barth, 2016).

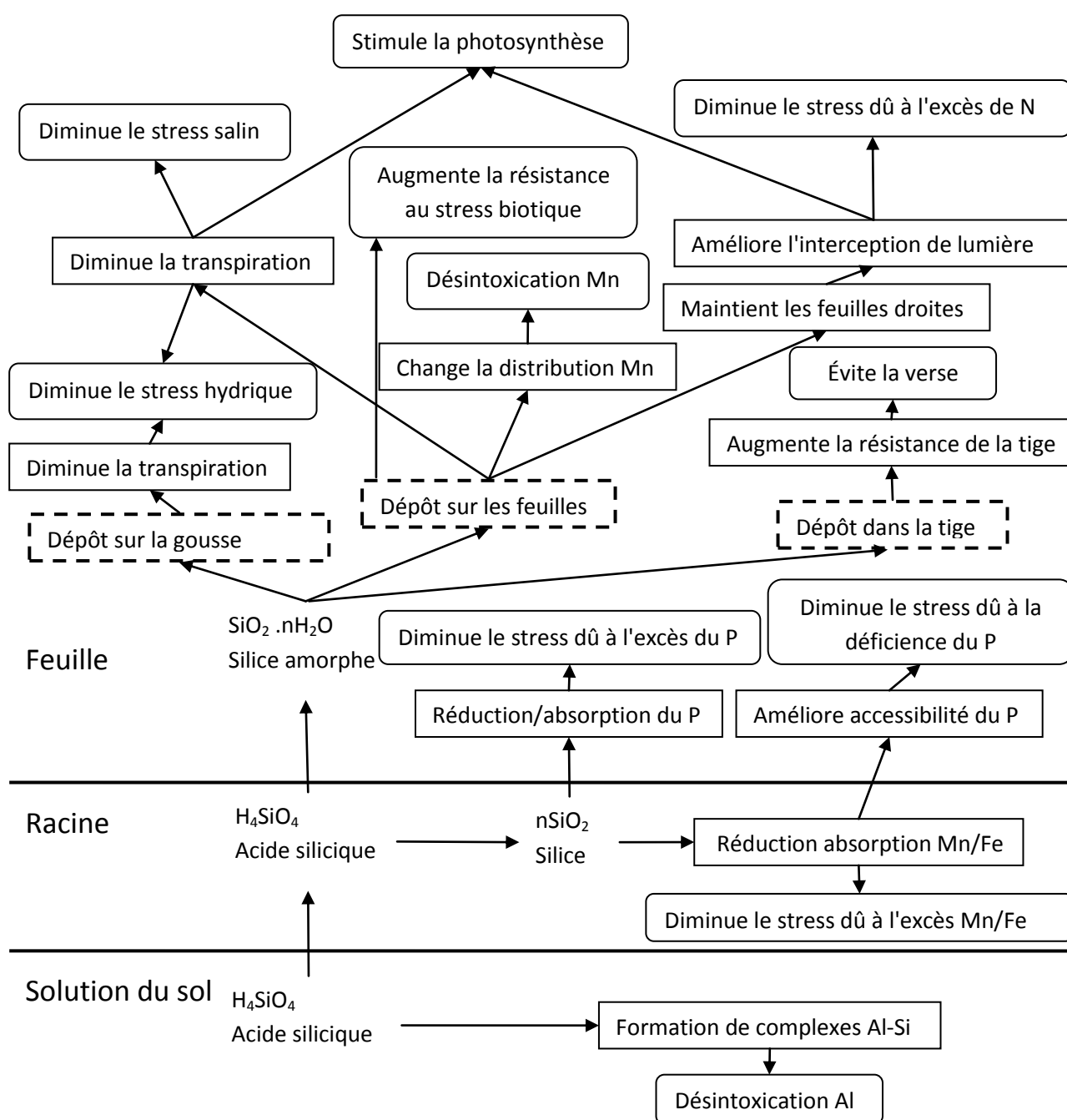


Figure 6. Rôle du silicium au niveau des plantes (adapté de Ma, 2003).

L'effet positif du silicium sur la croissance s'explique par les fonctions qu'exerce le silicium au sein des plantes (Figure 6). Celui-ci stimule la photosynthèse en améliorant l'interception de lumière par les feuilles, elles sont, en effet, maintenues plus droites grâce aux dépôts de silice amorphe. Ces derniers, présents dans les cuticules des feuilles, forment une barrière supplémentaire à la transpiration et permettent sa diminution. Il joue également le rôle d'augmenter la résistance des tissus (Bartoli & Souchier, 1978 ; Ma, 2003).

Grâce à ses multiples fonctions, le silicium réduit les stress physiques (dus à la température, à la lumière, au vent, à l'eau, à la sécheresse, aux UV, au gel, etc.). Il améliore la résistance aux stress chimiques, telle que la déficience de phosphore, par l'augmentation de son accessibilité interne. Il diminue les stress liés à la présence de métaux toxiques grâce à la formation de complexes (Al-Si), ou une oxydation accrue des racines (Mn et Fe) qui diminue ainsi leur absorption ou bien grâce à une micro-redistribution (Mn). Il contribue à la résistance des plantes contre les stress biotiques (Bartoli & Souchier, 1978 ; Ma, 2003). L'augmentation de la solidité des tissus diminue les dommages dus aux insectes et renforce la résistance aux pathogènes. (Sommer & al., 2006 ; Reynolds & al., 2009 ; Tubaña & Heckman, 2015)

En résumé, le silicium a des rôles mécaniques au sein des plantes, mais pas physiologiques, comme la plupart des éléments essentiels. Sa présence favorise la croissance des plantes grâce à la stimulation de la photosynthèse, à l'augmentation de la résistance des tissus et à la diminution de la transpiration.

2.3 Lien entre le chaulage et le silicium

L'hypothèse de recherche de ce travail est celle-ci : le chaulage pourrait avoir un effet sur l'altération des phases silicatées du sol. Pour répondre à l'objectif fixé concernant l'impact du chaulage sur les cycles biogéochimiques, le silicium a été choisi comme élément traceur. En effet, il est présent naturellement dans la fraction minérale silicatée du sol, mais pas dans l'amendement calco-magnésien.

La Figure 7 illustre le cycle du silicium avec ou sans chaulage. Dans tout écosystème, il existe un flux de protons naturellement présent au sein des sols qui participe à l'altération de ceux-ci. Ce flux provient de différentes origines : l'absorption de nutriments par les plantes qui s'accompagne d'un transfert de protons, l'activité biologique avec la formation d'acide carbonique et des apports externes (pluies acides, polluants acidifiants...) (Van Breemen & al., 1983 ; Jaillard, 2001 ; Hinsinger & al., 2003). Dans le cas d'un écosystème non chaulé, ce flux de protons permet la dissolution de la phase minérale silicatée : le silicium sous forme cristalline (minéraux primaires, secondaires...) ou amorphe issu du retour végétal (BSi). La dissolution de ceux-ci relargue du silicium en solution (DSi). Le silicium peut ensuite être à nouveau absorbé par la végétation.

Ce travail émet l'hypothèse que, dans le milieu chaulé, le flux de protons dissout prioritairement l'amendement calco-magnésien, parce que celui-ci a une plus faible stabilité (système tampon présenté par Chadwick & Chorover, 2001). L'altération de la phase minérale silicatée est réduite. Dès lors, la concentration de silicium, sous forme dissoute, diminue et entraîne une diminution de l'absorption et de la concentration en silicium dans la végétation. Une accumulation de silicium, sous la forme de phytolithes, au niveau du sol (BSi) pourrait également avoir lieu.

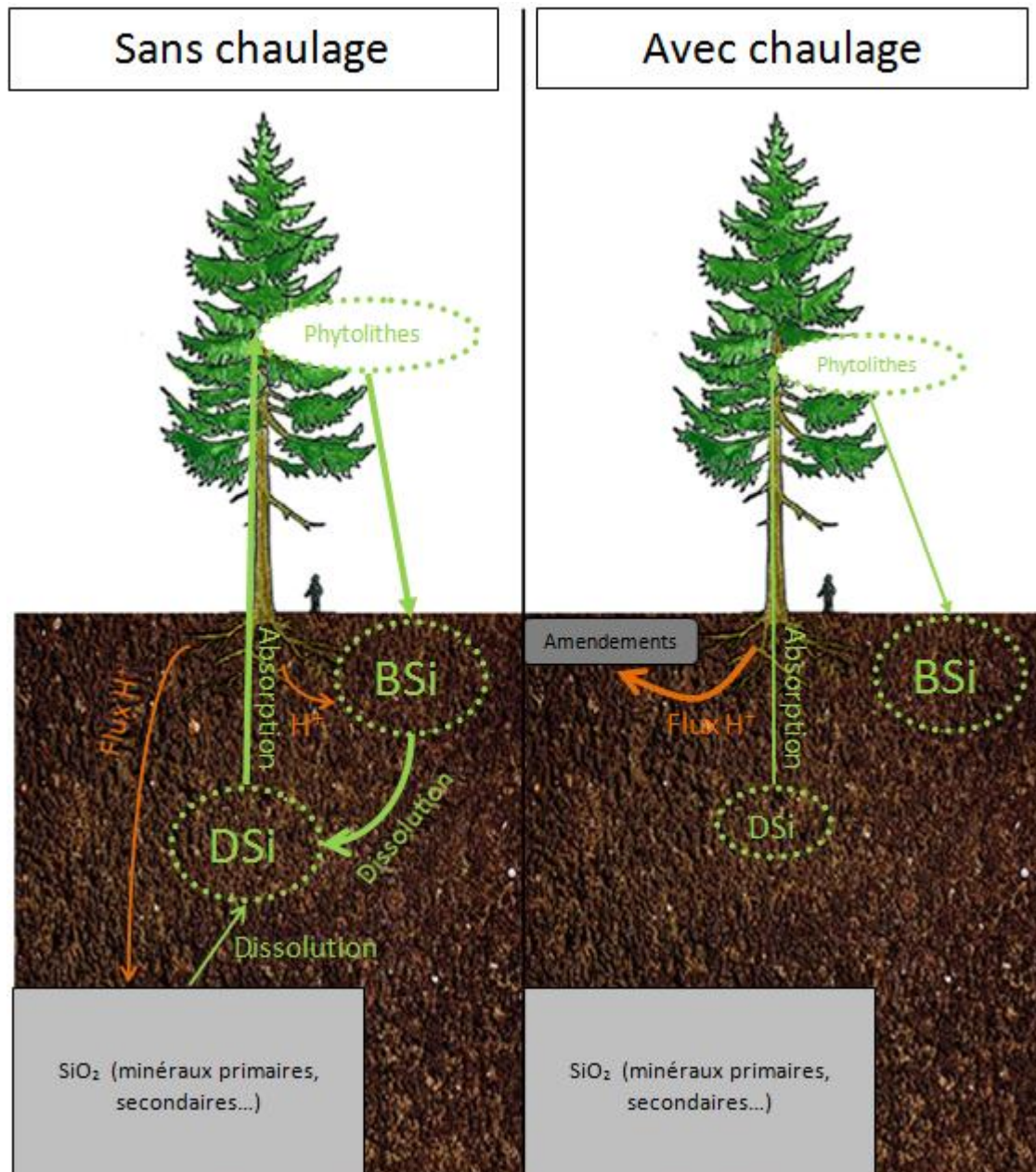


Figure 7. Impact du chaulage sur le cycle du silicium.

Matériels et méthodes

1. Description du site d'échantillonnage

Afin de répondre à ces différentes questions de recherche, le site d'échantillonnage sélectionné est celui de l'entreprise sylvicole Pirothon à Harre (50.37°N, 5.68°E), dans la commune de Manhay, en Belgique. Ce site est composé de trois parcelles forestières chaulées, et, à proximité de deux autres qui ne le sont pas (Figure 8). Ces trois parcelles ont été amendées sur différentes années : la première parcelle a été chaulée en 1989 (*Broca*), la deuxième en 2011 (*GriseHeid*) et la dernière en 2014 (*HeidAndré*). La parcelle de 2011 est occupée par une jeune plantation de trois années, tandis que les parcelles de 1989 et 2014 sont occupées par des peuplements plus anciens, respectivement de 61 et 82 ans. Deux parcelles témoins (sans chaulage) ont été retenues : la première comprend également une jeune plantation de trois ans et la seconde un plus ancien peuplement de 97 années. Dès lors, l'évolution de l'amendement dans le temps peut être étudiée.

Carte des parcelles échantillonnées

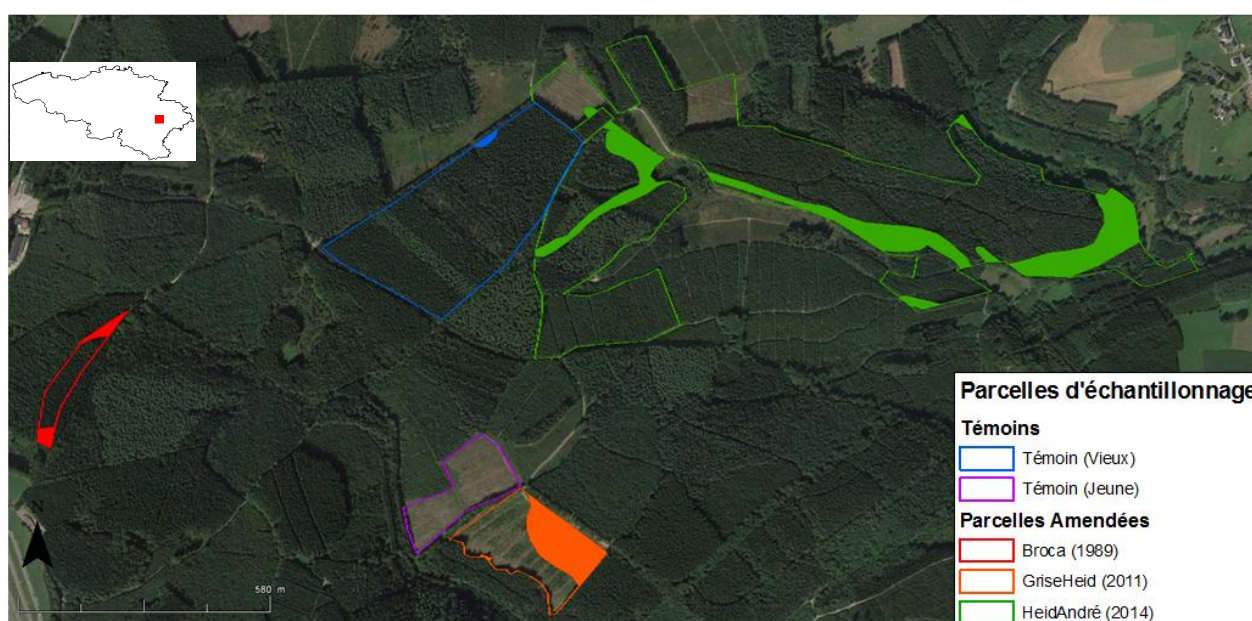


Figure 8. Carte des parcelles échantillonnées avec l'année d'amendement entre parenthèses. (Source : Google Earth)

Les parcelles se trouvent à une altitude comprise entre 360 et 465 mètres. Le climat est de nature tempérée, avec des températures moyennes variant entre des maximales de 21°C et des minimales de -1°C. Les précipitations annuelles moyennes sont de 952 mm/an, assez bien réparties sur l'ensemble de l'année (MétéoBlue, s.d.).

La sélection des parcelles pour l'échantillonnage est une question primordiale. Pour étudier l'impact du chaulage, il faut isoler tous les autres facteurs qui peuvent influencer les résultats des analyses.

Le premier facteur à isoler est la pédologie du sol qui est un élément crucial lors de la sélection du site. Les différentes parcelles doivent posséder le même type de sol, celui-ci joue le rôle de substrat nutritif au développement de la végétation. Le sol est de type limono-caillouteux à charge schisto-phylladeuse et à drainage naturel quasi-exclusivement favorable (Figure 9). La profondeur du sol des différentes parcelles est faible : à partir de 20-30 cm de profondeur, le substrat rocheux est atteint. Ces sols sont des Cambisols, selon la classification de la WRB (IUSS, 2006). Ils sont donc jeunes et la différenciation des horizons est relativement peu marquée. Les Cambisols peuvent être qualifiés de dystric vu que leur taux de saturation en base est inférieur à 50 %.

La géologie du sol est importante puisque le matériau parental d'un sol fournit, par son altération, les éléments qui constituent le sol lui-même (King & al., 2008). Le site est situé sur un affleurement qui date de l'ordovicien. Il se trouve dans la formation du Jalhay du groupe de la Salm. Sa géologie se caractérise par des quatzophyllades gréseux gris-vert et bleu foncé avec plusieurs bancs de quartzite (membre de Spa). (Service géologique de Wallonie, s.d ; Boulvain & Pingot, 2017)

L'essence forestière sur les parcelles est un autre élément important à isoler. Chaque espèce végétale se distingue par ses propres besoins en terme nutritif (Genot & al., 2006, 2009). Pour les vieux peuplements, l'ensemble des parcelles sont des pessières, alors que pour les jeunes peuplements, ils sont composés à la fois d'épicéas et de douglas (la répartition entre les deux espèces est égale). L'âge des arbres a aussi son importance car il influe sur leurs besoins en nutriments (Wells & Metz, 1963 ; Bartoli & Souchier, 1978). Au vu des différences en termes de composition forestière et d'âge des peuplements, les vieux et les jeunes peuplements sont donc analysés séparément, puisque ces différences ont un impact sur le fonctionnement du sol et sur les cycles biogéochimiques.

L'amendement apporté a toute son importance afin de comparer les situations. Toutes les parcelles ont reçu la même quantité (à savoir 2 T/ha) et le même type d'amendement (de la chaux dolomitique). Ce dernier est composé de carbonate de calcium (55 %) et de carbonate de magnésium (40 %), dont la valeur neutralisante est de 60. Seul le mode d'épandage de la chaux diffère, il est réalisé à l'aide d'une soufflerie pour la parcelle *Broca* (1989). Les deux autres parcelles ont été chaulées par hélicoptère. Dans le cadre de cette étude, l'hypothèse selon laquelle ces deux modes d'épandage ont la même efficacité (un épandage homogène sur toute la parcelle) est adoptée.

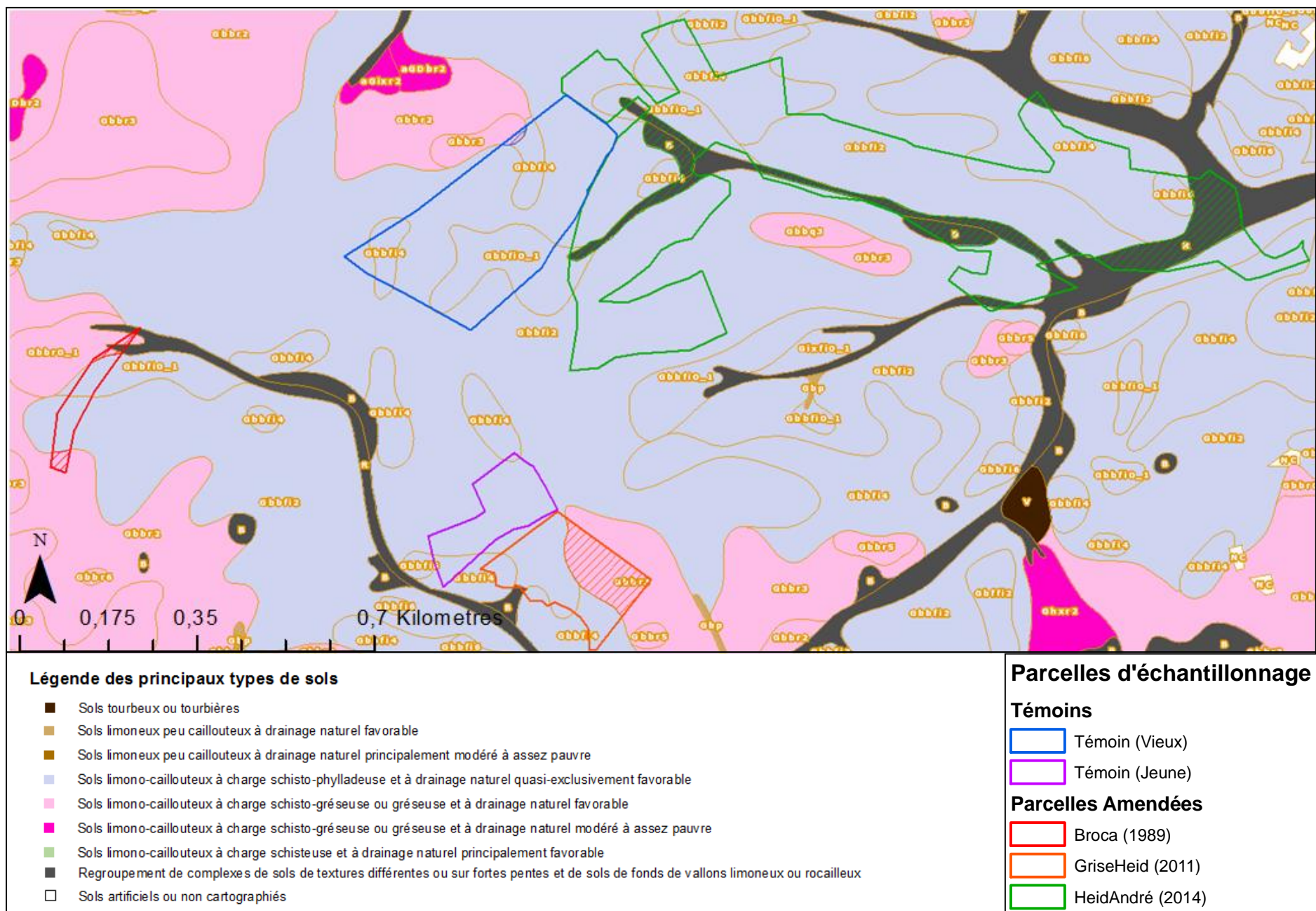


Figure 9. Carte des parcelles échantillonnées localisées sur la Carte Numérique des Sols Wallons.

2. Historique des parcelles

La plupart des parcelles échantillonnées appartiennent à l'entreprise sylvicole Pirothon, avec l'avantage qu'elles sont exploitées de la même façon. Ci-dessous, sont reprises les informations pour chacune d'entre elles.

Broca est une plantation majoritairement composée d'épicéas et de quelques douglas de 1956. Dans les cinq années qui ont suivi la plantation, il y a eu un amendement de scories (1500 kg/ha) au pied par pied (produits issus de procédés métallurgiques). Après une vingtaine d'années, des éclaircies ont été réalisées tous les 5 à 8 ans. La dernière a été réalisée durant l'été 2015. Le peuplement précédant la plantation était déjà constitué d'épicéas exploités en mise à blanc. Cette parcelle a été amendée en 1989.

HeidAndré est un peuplement d'épicéas plantés vers 1935, sous le couvert d'un peuplement de pins, coupé en 1965. Il a été également l'objet d'éclaircies tous les 5 à 8 ans, et la dernière date de l'hiver 2016. Il a été chaulé en 2014.

Témoin (Vieux), un peuplement d'épicéas plantés dans les années 1920 a été aussi éclairci tous les 5 à 8 ans. Cette parcelle n'a pas été chaulée et sert donc de témoin pour la comparaison.

GriseHeid correspond à une jeune plantation de 2014 d'épicéas et de douglas. Le peuplement antérieur de 1920 a été éclairci à la même fréquence que les trois précédents, puis mis à blanc. Avant la plantation, il y a eu un fraissage du sol ainsi qu'un amendement en 2011.

Témoin (Jeune) a la même configuration que la *GriseHeid* : soit une jeune plantation d'épicéas et de douglas qui remplace un peuplement d'épicéas de 1920 mis à blanc. Il se distingue avec *GriseHeid* par le non fraissage avant plantation et le non amendement.

3. Protocole d'échantillonnage

Pour les trois vieilles plantations, trois échantillons de sols sont réalisés à partir de trois différents composites. Chaque composite consiste en un regroupement de cinq prélèvements effectués au sein d'un triangle de 10 à 15 m² positionnés aléatoirement sur ces parcelles. Pour les deux jeunes plantations, les trois composites sont réalisés différemment. Un prélèvement est opéré au niveau du pied de trois jeunes plants et ils sont regroupés en un composite, afin de prélever uniquement le sol influencé par la présence du plant. Le prélèvement est pratiqué sur une profondeur de 0 à 20 cm. Pour les plantations âgées, la profondeur d'échantillonnage est divisée en trois horizons distincts, à savoir Oh, Ah et BC. Pour la jeune plantation chaulée, le sol a subi un fraissage : il n'y a qu'un seul horizon qui peut être qualifié de LA pour l'horizon labouré (anciennement Ap, Baize & Girard, 2009). Pour cette parcelle, ainsi que la jeune plantation non chaulée, la profondeur d'échantillonnage est divisée en deux échantillons : 0-10 et 10-20 cm.

Des échantillons d'aiguilles sont collectés dans les deux jeunes plantations. Ils sont récoltés à la main sur toute la hauteur du plant, au pied duquel le sol a été prélevé. Les aiguilles des trois plants sont ensuite regroupées en un échantillon par composite, afin d'avoir trois échantillons d'aiguilles par parcelle.

Les échantillons de sols et d'aiguilles ont été prélevés début février 2017. Les personnes présentes lors de ceux-ci étaient : Jean-Thomas Cornelis (Pr.), Félix de Tombeur (PhD.), Giovanni Mastrolonardo (PhD.) et moi-même.

4. Analyses des échantillons de sol

Les trente-neuf échantillons de sol prélevés sont préalablement conditionnés afin de permettre leur analyse. Ainsi, pour éliminer leur contenu en eau, ils sont placés dans une étuve à 40° pour sécher durant quatre jours. Après séchage, les échantillons sont émiettés à l'aide d'un pilon et d'un mortier en porcelaine pour séparer la fraction fine (< 2 mm) des éléments grossiers (> 2 mm). Pour cette opération, un tamis de maille de 2 mm est utilisé.

Les fractions fines servent de base aux analyses réalisées. Pour chacune d'entre elles, une description du protocole est détaillée ci-dessous.

4.1 Détermination du pH

Le pH représente la mesure de la quantité d'ions hydrogènes en milieu aqueux. Il est caractéristique de l'acidité du sol. Deux mesures de pH sont pratiquées sur chaque échantillon.

Le pH à l'eau distillée (H₂O) quantifie l'acidité « actuelle/réelle », mais il dépend de la saison du prélèvement, contrairement au pH au KCl. Ce dernier mesure l'acidité d'échange en prenant en compte cette fois-ci les ions hydrogènes absorbés sur les complexes d'échange cationiques. La différence entre ces deux pH donne une idée de l'intensité de la désaturation en bases de ces complexes. La mesure du pH est un indicateur de l'activité biologique du sol et renseigne sur la biodisponibilité en éléments essentiels pour les plantes ou la présence d'ions toxiques (Al³⁺, Mn²⁺...) (Thomas, 1996).

La mesure s'effectue à l'aide d'un pH-mètre dans un extrait aqueux (ou salin) obtenu par le mélange de 20 g de sol dans 50 ml d'eau déminéralisée ou de KCl (norme NF ISO 10390).

4.2 Dosage du carbone organique

Le carbone organique, présent dans la matière organique, agit à différents niveaux au sein des sols. En effet, la matière organique contribue à la qualité chimique, physique et biologique de ceux-ci. Elle sert de substrat nutritif pour l'activité biologique. Du fait de sa surface spécifique importante, elle joue un rôle non négligeable dans la préservation des éléments par leur adsorption à sa surface et dans la rétention d'eau au sein du profil de sol. La structure d'un sol, ainsi que la formation d'agrégats, sont directement en lien avec la

teneur en matière organique. Cette dernière possède une fonction environnementale, puisqu'elle permet la séquestration de carbone dans les sols. (Robert, 2002 ; Labanowski, 2004)

Pour le dosage du carbone organique, la méthode employée est une version modifiée de Springer et Klee (Sleutel et al., 2007). Elle consiste à prélever entre 0.1 g et 1 g d'échantillon de sol broyé à 500 μm en fonction de sa teneur en matière organique présumée. Pour cette étude sur des sols forestiers riches en matière organique, 0.200 g sont prélevés pour les horizons de surface et jusqu'à 0.400 g pour les horizons plus profonds. L'oxydation du carbone organique est réalisée grâce au bichromate de potassium en milieu fortement acide (présence H_2SO_4 56 %). La réaction exothermique est accélérée par un chauffage. Ensuite, un titrage en retour est réalisé : l'excédant de bichromate de potassium est titré par du sel de Mohr (sel réducteur) en présence d'un indicateur coloré (du diphénylamine) pour indiquer le virage.

4.3 Dosage des éléments disponibles

Le dosage des éléments disponibles détermine l'état de fertilité d'un sol par la mesure de la quantité de cations (calcium, magnésium, sodium et potassium) et de phosphores biodisponibles présents dans le sol. L'extraction vise à quantifier les éléments supposés disponibles pour le cycle végétal.

Le phosphore est un élément essentiel de la croissance des organismes végétaux et il est indispensable dans la photosynthèse. C'est un constituant de l'ADN, de l'ARN et des phospholipides membranaires chez les plantes. Il prend part également au métabolisme énergétique des cellules. Le potassium exerce le rôle d'activateur d'enzymes impliquées dans la photosynthèse et la respiration. Il est nécessaire pour la synthèse d'amidons et de protéines. Il participe aussi à l'osmorégulation. Le sodium, quant à lui, n'est pas considéré comme un élément essentiel mais plutôt comme un micronutriment capable d'aider le métabolisme des végétaux. Chez certaines espèces, il contribue toutefois au phénomène d'osmorégulation. Le magnésium est impliqué dans l'activation d'enzymes comme pour le potassium. Le calcium, quant à lui, intervient de manière importante dans la division cellulaire (Hopkins, 2003).

L'extraction de ces éléments se fait à l'aide d'une solution d'acétate d'ammonium 0.5 N contenant de l'EDTA (Éthylène Diamine Tétra Acétique) 0.02 M (NF X31-108). L'EDTA a la propriété de former des complexes métalliques qui permettent ainsi d'extraire les métaux du sol. Les différents éléments peuvent être dosés, soit par spectrométrie d'absorption atomique, soit par spectrophotométrie dans le cas du phosphore.

4.4 Détermination de la granulométrie

L'analyse granulométrique a pour but de classer les constituants du sol en fonction de leur taille. Les classes granulométriques sont : l'argile (< 2 μm), les limons fins (2 à 20 μm), les limons grossiers (20 à 50 μm), les sables fins (50 à 200 μm) et les sables grossiers (200 à 2000 μm). Cette classification permet de déterminer la texture du sol à l'aide d'un triangle

textural qui renseigne sur différentes propriétés physiques du sol (la rétention en eau et en nutriments par exemple) (Blaize, 2000).

L'analyse granulométrique est réalisée sur un composite par parcelle forestière sur chacun des horizons prélevés, sauf pour les horizons Oh pour lesquels l'analyse n'a pas été effectuée. 200 grammes de chacun des échantillons sont envoyés au laboratoire d'analyse de sols de La Hulpe (CPAR) afin de les analyser suivant la norme NF X 31-107. Le triangle textural utilisé pour déterminer la texture des échantillons est celui de la classification américaine.

4.5 Mesure de la capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) détermine la quantité maximale de cations qu'un sol peut adsorber et indique le potentiel de fertilité de celui-ci. Il exprime la quantité totale de charge négative du sol. Celle-ci dépend fortement de la teneur en argile et en matières organiques dans les sols. Dans les minéraux argileux, il y a des substitutions isomorphiques hétérovalentes qui créent un défaut de charges. Nous parlons alors de charges négatives permanentes. Pour la matière organique, il est plutôt question de charges variables, celles-ci dépendent en effet du pH. La matière organique présente des « groupes réactionnels », à savoir des sites phénols et carboxyles. À pH faible, ces sites sont associés à des protons. Alors qu'à pH élevé, il y a une déprotonation, ce qui forme des charges négatives (Blum & al, 2011 ; Charlet & Schlegel, 1999). La CEC adsorbe des cations responsables de l'acidité (ions H^+ et Al^{3+}) et des cations d'acidité négligeable, aussi nommés cations échangeables (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ et Na^+). La garniture cationique de la CEC est déterminée par une autre analyse qui est abordée par la suite.

La méthode de Metson (NF X 31-108) est employée pour déterminer la CEC des différents sols. La méthode consiste en une solution d'acétate d'ammonium 1 M tamponnée à pH 7 qui est mise en agitation avec 5 g de sol. Les cations adsorbés sur la CEC sont déplacés en solution et remplacés par des ions ammoniums. La solution est récupérée et sert au dosage des bases échangeables. Ensuite, l'excès d'ammonium dans le sol est éliminé au moyen d'alcool dénaturé. Un titrage en retour des ions NH_4^+ adsorbés est effectué au moyen de HCl 0.1 N après ajout de NaOH 50 % et distillation. Le volume d'HCl utilisé pour titrer permet de connaître la CEC du sol par calcul.

4.6 Détermination du taux de saturation en base

Pour connaître le taux de saturation en base (TSB), il faut calculer, dans un premier temps, la somme des cations échangeables (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ et Na^+) présents sur la CEC comme décrit précédemment. Le taux de saturation, quant à lui, est la somme des bases échangeables divisée par la CEC, exprimé en pourcent. Le TSB est un indicateur important d'un point de vue pédologique et agronomique. Il renseigne sur la fertilité chimique du sol par l'estimation de la réserve en nutriment de celui-ci (Blaize, 2004).

Le dosage des différentes bases échangeables se fait dans la solution obtenue lors de l'analyse de la CEC. Il s'effectue à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique.

4.7 Détermination de l'acidité d'échange

L'acidité d'échange est définie par la quantité de cations acides (c'est la somme des protons et des ions aluminiums) présente sur les complexes d'échange du sol (Dambrine & Tessier, 2001). La répartition de l'acidité d'échange entre les protons et les ions aluminiums donne une indication sur l'état d'acidification du sol : plus la proportion d'aluminium est élevée par rapport à celle des protons, moins le système est acidifié. Quand le système s'acidifie, il a tendance à se saturer en protons et ceux-ci prennent la place des ions aluminiums sur les complexes d'échange (Dufey, 2001). Néanmoins, cela n'est vrai que pour des sols dont le pH est inférieur à 4-5. Si le pH est supérieur, les ions aluminiums se retrouvent sous forme précipitée et non plus sur les complexes d'échange. Pour ces sols, l'acidité d'échange est donc due en grande partie à la présence de protons (Ségalen, 1973).

Le principe de l'analyse consiste, dans un premier temps, à déplacer l'acidité d'échange (H^+ et Al^{3+}) des complexes d'échange et à les remplacer par un cation en excès (K^+). Cette étape est réalisée lors de la percolation d'une solution de KCl 1N à travers 20 g de l'échantillon de sol dans un tube à percoler. La solution est neutralisée par une base forte (NaOH 0.025N) à l'aide d'un potentiographe Tacussel® afin de connaître l'acidité d'échange totale. Dans un deuxième temps, la concentration en aluminium de la solution percolée est déterminée par spectrométrie d'absorption atomique. Et finalement, la quantité de protons échangeables est calculée par différence entre l'acidité d'échange totale et la teneur en aluminium (Pansu & Gautheyrou, 2006).

4.8 Dosage de la réserve totale en base (TRB)

La réserve totale en base est équivalente, comme son nom l'indique, à la quantité totale de base dans un sol. Elle est égale à la somme des éléments Na, K, Ca et Mg totaux. Cette variable donne une estimation du contenu de ces éléments dans les minéraux altérables et détermine ainsi le degré d'altération d'un sol. Plus un sol sera altéré, plus sa réserve en base sera faible et vice-versa. (Herbillon, 1986 ; Canarache & al., 2006 ; Henriët & al., 2008)

Une attaque tri-acide est réalisée sur les échantillons de sol broyés à 200 μm pour dissoudre tous les éléments. Ils sont ensuite dosés par spectrométrie d'absorption atomique.

4.9 Dosage du silicium

Dans cette étude, le silicium est défini comme un traceur afin de mettre en évidence l'impact du chaulage sur les processus pédogéniques. Dans un premier temps, le silicium (Si) est dosé dans les sols. Toute une série d'extractions sont établies et standardisées pour extraire les différentes formes du silicium, soit sous forme biodisponible pour les plantes, soit sous forme amorphe et allophane. Seule la forme biodisponible est étudiée dans ce travail. Elle est composée de H_4SiO_4 qui se trouve soit directement dans la solution du sol, soit adsorbé sur des particules de sols (Tubaña & al., 2016). Deux types d'analyses sont réalisées : une extraction au chlorure de calcium ($CaCl_2$) et une extraction à l'acétate de sodium et à l'acide acétique (Sauer & al., 2006).

L'extraction au CaCl_2 extrait un peu plus de silicium que celle effectuée à l' H_2O . Celle-ci permet d'isoler la fraction de silicium soluble. La deuxième extraction à l'acétate de sodium et à l'acide acétique (ajustée à pH 4) permet de récupérer le silicium soluble mais également une partie du silicium échangeable du sol (adsorbé). De Lima Rodrigues & al. (2003) ont comparé ces deux méthodes d'extractions et montrent que celle à l'acétate de sodium (et acide acétique) extrait une quantité de silicium supérieure à celle au CaCl_2 . Ils ont trouvé un coefficient de détermination (r^2) de 0.33, qui suggère que les fractions extraites se chevauchent mais ne sont pas identiques.

Le protocole de chacune des méthodes est décrit en Annexe 1. Cinq grammes d'échantillons de sol sont mis en contact avec 50 ml de la solution d'extraction appropriée, soit une solution de CaCl_2 (0.01 M) soit une solution de NaOAc (0.18 M) et de CH_3COOH (0.87 M) (ajusté à pH 4). Les solutions sont ensuite agitées durant cinq heures et passent à la centrifugeuse pendant dix minutes (3000 tr/min). Le surnageant est ensuite filtré et la solution contenant le silicium est récoltée (Haysom & Chapman, 1975 ; Imaizumi & Yoshida, 1958).

L'extraction au CaCl_2 est effectuée sur tous les échantillons de sol, tandis que l'extraction à base d'acétate de sodium et d'acide acétique n'est réalisée que sur six échantillons. Les différentes solutions sont ensuite envoyées au Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras (INRA) afin de doser le silicium à l'ICP-AES (*Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectroscopy*).

5. Analyses des échantillons d'aiguilles

Pour doser le silicium contenu dans les échantillons d'aiguilles, une perte à feu à 950° est d'abord réalisée sur 1.5 g de biomasse. Les résidus obtenus sont mélangés à 1.8 g de métaborate de lithium (LiBO_2) et 0.4 g de tétraborate de lithium ($\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$). Le mélange obtenu est mis dans un four à 1000°C pour réaliser la fusion alcaline. Le pellet formé lors de la fusion est dissout dans de l'acide nitrique (HNO_3) 2 M. Le protocole de la perte à feu et de la fusion alcaline est détaillé en Annexe 2 (Henriet & al., 2008 ; Chao & Sanzolo, 1992).

Les solutions obtenues après la fusion alcaline et la dissolution dans HNO_3 sont envoyées au Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras (INRA) pour le dosage du Si_{tot} à l'ICP-AES. La concentration en silicium contenue dans les aiguilles est exprimée sous forme de pourcentage de SiO_2 (phytolithes).

6. Inventaires forestiers

Les inventaires forestiers de chacune des parcelles débouchent sur une caractérisation dendrométrique des peuplements. Les inventaires ne se font pas sur toute la surface des peuplements mais sur des placeaux dont la surface est précisée en fonction du nombre d'arbres. Pour les trois parcelles occupées par les vieux peuplements, les placeaux sont de type circulaire dont le rayon est déterminé pour englober dix arbres. Tandis que pour les deux jeunes plantations, vu que la plantation est en ligne, ils sont de type rectangulaire et positionnés sur une ligne de plants d'une longueur de 40 m soit vingt plants. Trois placeaux sont réalisés par peuplement et dans chacun d'entre eux, différentes mesures sont réalisées.

Dans les plus vieux peuplements, la circonférence est mesurée à 1 m 30, alors que dans les jeunes plantations, elle est prise à 20 cm au-dessus du sol. La hauteur des arbres adultes est mesurée à l'aide d'un vertex. Pour les jeunes plantations, la hauteur des plants est aussi mesurée, ainsi que la longueur de la pousse des années 2015 et 2016. Ce dernier paramètre renseigne sur la vitalité des plantations. L'état sanitaire des peuplements est également déterminé en se basant sur les critères repris dans le Tableau 1 .

Tableau 1. Critères de description de l'état sanitaire des peuplements.

État sanitaire	Jeune peuplement	Vieux peuplement
1	Vert-Pousse	Vert-Complet
2	Jaune	Présence de fenêtres
3	Manquant ou mort	Mort

Sur base de ces mesures, différents paramètres sont dégagés pour les différents peuplements : la circonférence et la hauteur moyenne des arbres, la circonférence et la hauteur des dominants, la densité, la surface terrière, la hauteur théorique à cinquante ans et une estimation du volume de bois. Ces divers paramètres renseignent sur l'état nutritif des peuplements.

Les inventaires forestiers, ainsi que les analyses phytosociologiques décrits ci-après, ont été réalisés à la mi-juin par Florent Wampach (PhD.) et moi-même.

7. Analyses phytosociologiques

Un relevé phytosociologique a été réalisé sur chacune des parcelles à la mi-juin et répertorie les différentes espèces présentes. Pour chaque espèce répertoriée, un coefficient d'abondance-dominance est attribué selon l'échelle de Braun-Blanquet (Tableau 2). Le niveau trophique et hydrique des sols est ensuite déterminé.

Tableau 2. Échelle de Braun-Blanquet.

Recouvrement de l'espèce	Coefficient d'abondance-dominance
Espèce rare (un individu)	r
< 5 %	1
Entre 5-25 %	2
Entre 25-50 %	3
Entre 50-75 %	4
Entre 75-100 %	5

8. Analyses statistiques et logiciels utilisés

Le programme Minitab 16® sert à réaliser les analyses statistiques, à savoir le calcul des statistiques descriptives (moyennes et écarts-types) et les analyses de la variance (ANOVA) pour les paramètres mesurés. Les conditions d'utilisation sont préalablement vérifiées. La méthode d'échantillonnage assure que les conditions sur les échantillons (simples, aléatoires et indépendants) sont remplies. La normalité des populations est considérée comme vérifiée, étant donné que le nombre d'observations est inférieur à dix. L'égalité des variances est contrôlée grâce au test de Levene.

Pour les ANOVA, des analyses à deux facteurs ont été réalisées pour les sols. Le premier est le facteur temps qui correspond au nombre d'années écoulées depuis l'apport de chaux sur les différentes parcelles. Le deuxième facteur est l'horizon échantillonné. L'âge des peuplements est étudié séparément : dans les vieux peuplements, trois horizons (Oh, Ah et BC) ont été échantillonnés, et seulement deux dans les jeunes plantations (*Top* et *Down*). Si des différences entre les moyennes sont observables ($P < 0.05$), une structuration des moyennes est établie à l'aide du test de Student. Pour les inventaires forestiers, des analyses à trois facteurs sont utilisées : le premier facteur est la parcelle, le deuxième le plateau et le dernier correspond à l'essence forestière. Les parcelles sont comparées à l'aide du test de Tukey vu que les effectifs ne sont pas constants.

Le logiciel ArcGIS® (ArcMap 10.4.1) est utilisé lors de la réalisation des cartes. Les graphiques et les tableaux de données sont réalisés à l'aide du programme Microsoft Office Excel 2007®.

Pour la détermination de la hauteur théorique à cinquante ans des arbres et du volume de bois, deux logiciels de calculs sont employés, à savoir respectivement *H50* et *G-Cube*. Le calcul du premier paramètre nécessite la hauteur dominante et l'âge du peuplement. Le deuxième se calcule à partir de la circonférence et de la hauteur des différents arbres. Ceux-ci sont fournis gratuitement par l'unité de gestion des ressources forestières de l'université de Gembloux Agro-Bio Tech.

Résultats et discussions

1. Évaluation de l'homogénéité pédologique des parcelles

Le Tableau 3 reprend les résultats de l'analyse granulométrique obtenus au laboratoire de La Hulpe. Pour rappel, les analyses ont été effectuées sur un échantillon prélevé par parcelle et par horizon (excepté l'horizon Oh). Dans ce tableau, sont présentées les moyennes et les erreurs-types des résultats en fonction de l'âge des plantations et de l'horizon.

Tableau 3. Analyses granulométriques - Moyenne \pm erreur-type (n=3 pour les vieux peuplements et n=2 pour les jeunes peuplements).

Âge du peuplement	Horizon	Argile (%)	Limon fin (%)	Limon grossier (%)	Limon total (%)	Sable fin (%)	Sable grossier (%)	Sable total (%)
Vieux	Ah	21,32 \pm 0,87	28,42 \pm 1,31	24,04 \pm 0,32	52,46 \pm 0,99	9,30 \pm 1,80	16,92 \pm 1,38	26,22 \pm 1,14
	BC	22,28 \pm 0,90	27,25 \pm 1,31	22,82 \pm 0,32	50,07 \pm 1,44	8,65 \pm 1,51	19,00 \pm 0,43	27,65 \pm 1,51
Jeune	0-10	25,16 \pm 1,25	28,25 \pm 0,96	22,96 \pm 3,59	51,21 \pm 4,56	7,78 \pm 0,44	15,86 \pm 2,86	23,63 \pm 3,31
	10-20	25,88 \pm 1,75	27,64 \pm 1,67	22,61 \pm 2,82	50,24 \pm 4,49	7,75 \pm 0,92	16,13 \pm 1,82	23,88 \pm 2,75

Pour les vieux peuplements, la plupart des erreurs-types varient entre 1 et 2 %, ce qui signifie que les parcelles échantillonnées sont assez similaires pour ce qui est de la granulométrie. Il y a cependant des différences un peu plus marquées pour la fraction de limon grossier et de sable grossier des jeunes plantations. Le témoin a un pourcentage en sable grossier plus élevé et un pourcentage en limon grossier plus faible (± 5 %) que la jeune parcelle chaulée (Annexe 3). Le fraissage de la jeune parcelle chaulée en est peut être l'origine. Ces différences demeurent néanmoins minimales et permettent quand même la comparaison des parcelles entre elles. La sélection des parcelles a donc permis d'isoler le facteur de la pédologie du sol, puisque le même substrat se retrouve d'une parcelle à l'autre au sein des peuplements du même âge.

Grâce à ces analyses granulométriques, la texture du sol a pu être déterminée comme étant en majorité un limon, voire un limon fin ou un limon argileux en fonction des échantillons. Ce qui correspond à ce qui était attendu d'après la CNSW (Figure 9).

Les valeurs du TRB (Tableau 5) varient un peu entre les parcelles mais restent relativement à niveau semblable, ce qui signifie que l'altération des sols des différentes parcelles est similaire.

2. Analyses des propriétés physico-chimiques

Les résultats des analyses de sol sont repris dans le Tableau 4 et le Tableau 5. Pour chaque site et horizon, nous avons la moyenne et l'écart-type de ceux-ci. Les lettres comparent les sites entre eux par horizon ($a > b > c$), tandis que les chiffres s'appliquent aux horizons entre eux au sein d'un même site ($1 > 2 > 3$).

Les parcelles étudiées sont des sols très acides (pH à l'eau compris entre 3.6 et 4.37) et très désaturés : le TSB varie entre 0.7 et 16.6 % en fonction du chaulage ou non de la parcelle. Elles sont très alumineuses (5 à 11.5 méq/100g d'aluminium échangeable) (Bonneau & al., 1992). La réserve totale en base (TRB) est assez faible entre 60 et 80 cmole_c/kg, ce qui signifie que le sol est à un niveau d'altération plutôt avancé (Herbillon, 1986).

2.1 Vieux peuplements

Dans les vieux peuplements, le pH eau et le pH KCl augmentent en profondeur dans les différents horizons. Quant à l'acidité d'échange, elle est plus importante en surface et diminue en profondeur. Le même comportement s'observe pour les protons, tandis que les ions aluminiums sont présents en plus grande quantité dans l'horizon Ah des divers sites. Cette disparité est liée au fait qu'il n'y a pas de recyclage biologique de l'aluminium dans les sols (Segalen, 1973). Ces paramètres informent sur l'acidification du système, plus importante en surface qu'en profondeur. Ceci s'explique par le flux de protons (provenant de l'activité biologique et racinaire, des pluies, etc.) en surface, qui descend à travers les horizons en les acidifiant sur son passage. Cela justifie également la TRB plus faible en surface qu'en profondeur. L'altération est plus importante en surface et provoque une réduction de la réserve en base.

La CEC est plus importante en surface et diminue en profondeur dans tous les sites. Elle est majoritairement influencée par la teneur en carbone organique ($R^2 = 0.95$) (Annexe 4) des horizons, l'analyse granulométrique a en effet montré qu'il n'y avait pas de différence au niveau de la teneur en argile (Tableau 3). Le taux de carbone organique diminue aussi en fonction de la profondeur du sol. Le retour végétal de matières organiques en surface explique cette répartition et permet de comprendre la répartition dans le profil de sol du TSB et des éléments disponibles (Mg, K, Na, Ca et P), qui est identique. La décomposition de la matière organique libère ces éléments, ce qui justifie leur concentration importante en surface (Labanowski, 2004 ; Robert, 2012).

En s'intéressant à l'impact de l'âge du chaulage (le temps écoulé depuis l'apport de chaux dolomitique) sur l'acidification du sol dans les vieux peuplements, nous constatons que la parcelle chaulée en 2014 a un pH eau moins acide que celle chaulée en 1989 ou que la parcelle témoin, quel que soit l'horizon. Ces deux dernières ont des pH eau équivalents dans chacun de leurs horizons.

Tableau 4. Résultats des différentes analyses (pH, COT et éléments disponibles) - Moyenne \pm écart-type (n=3). a, b et c : comparaison entre les sites. 1, 2 et 3 comparaison entre les horizons.

Âge du peuplement	Site	Horizon	pH eau (-)	pH KCL (-)	COT (%)	Mg (mg/100g)	K (mg/100g)	Na (mg/100g)	Ca (mg/100g)	P (mg/100g)
V I E U X	Amendé En 1989	Oh	3,51 \pm 0,10 ^{b,2}	3,01 \pm 0,07 ^{b,3}	18,67 \pm 4,36 ^{b,1}	4,07 \pm 1,75 ^{b,1}	10,18 \pm 2,45 ^{b,1}	2,60 \pm 0,18 ^{b,1}	21,65 \pm 15,98 ^{b,1}	43,47 \pm 5,30 ^{a,1}
		Ah	3,62 \pm 0,10 ^{b,2}	3,34 \pm 0,08 ^{a,2}	8,51 \pm 0,56 ^{a,2}	1,48 \pm 0,35 ^{b,2}	3,58 \pm 2,01 ^{a,2}	1,43 \pm 0,13 ^{c,2}	4,39 \pm 3,66 ^{ab,12}	32,03 \pm 8,54 ^{a,1}
		BC	4,01 \pm 0,17 ^{b,1}	3,91 \pm 0,15 ^{a,1}	4,34 \pm 1,14 ^{a,2}	0,61 \pm 0,09 ^{b,2}	0,50 \pm 0,62 ^{b,2}	1,24 \pm 0,12 ^{b,2}	1,36 \pm 0,64 ^{b,2}	8,51 \pm 1,29 ^{a,2}
	Amendé En 2014	Oh	3,88 \pm 0,31 ^{a,2}	3,31 \pm 0,31 ^{a,3}	25,75 \pm 3,98 ^{a,1}	62,9 \pm 20,00 ^{a,1}	20,47 \pm 4,74 ^{a,1}	7,30 \pm 1,02 ^{a,1}	111,6 \pm 59,8 ^{a,1}	20,52 \pm 4,55 ^{b,1}
		Ah	4,02 \pm 0,27 ^{a,2}	3,60 \pm 0,14 ^{a,2}	13,05 \pm 4,31 ^{a,2}	14,13 \pm 7,73 ^{a,2}	5,07 \pm 1,51 ^{a,2}	2,65 \pm 0,11 ^{a,2}	15,90 \pm 9,49 ^{a,2}	19,62 \pm 3,54 ^{b,1}
		BC	4,37 \pm 0,28 ^{a,1}	4,06 \pm 0,09 ^{a,1}	6,55 \pm 1,98 ^{a,3}	6,01 \pm 4,23 ^{a,2}	3,05 \pm 0,63 ^{a,2}	2,00 \pm 0,13 ^{a,2}	7,54 \pm 2,94 ^{a,2}	6,63 \pm 1,40 ^{a,2}
	Témoin	Oh	3,26 \pm 0,01 ^{b,2}	2,76 \pm 0,07 ^{b,3}	25,66 \pm 0,95 ^{a,1}	8,03 \pm 0,39 ^{b,1}	15,97 \pm 0,84 ^{ab,1}	4,73 \pm 1,38 ^{b,1}	23,85 \pm 5,49 ^{b,1}	35,93 \pm 7,07 ^{a,1}
		Ah	3,52 \pm 0,12 ^{b,2}	3,37 \pm 0,16 ^{a,2}	9,56 \pm 1,99 ^{a,2}	1,68 \pm 0,14 ^{b,2}	3,36 \pm 0,28 ^{a,2}	1,87 \pm 0,26 ^{b,2}	2,76 \pm 0,49 ^{b,2}	30,45 \pm 2,82 ^{ab,1}
		BC	3,90 \pm 0,19 ^{b,1}	3,88 \pm 0,21 ^{a,1}	3,93 \pm 0,79 ^{a,2}	0,60 \pm 0,09 ^{b,3}	1,30 \pm 0,86 ^{b,3}	1,22 \pm 0,14 ^{b,2}	1,06 \pm 0,23 ^{b,2}	7,51 \pm 2,45 ^{a,2}
J E U N E	Amendé En 2011	0-10	3,90 \pm 0,13 ^{a,1}	3,61 \pm 0,19 ^{a,1}	11,46 \pm 2,48 ^{a,1}	8,32 \pm 2,14 ^{a,1}	4,58 \pm 1,70 ^{a,1}	1,44 \pm 0,11 ^{a,1}	33,20 \pm 9,93 ^{a,1}	13,44 \pm 3,53 ^{b,1}
		10-20	3,91 \pm 0,16 ^{a,1}	3,69 \pm 0,19 ^{a,1}	8,65 \pm 3,82 ^{a,1}	8,01 \pm 1,39 ^{a,1}	4,43 \pm 1,89 ^{a,1}	1,18 \pm 0,25 ^{a,1}	32,07 \pm 6,56 ^{a,1}	11,64 \pm 2,32 ^{a,1}
	Témoin	0-10	3,39 \pm 0,10 ^{b,2}	3,44 \pm 0,06 ^{a,2}	9,97 \pm 3,98 ^{a,1}	2,30 \pm 0,10 ^{b,1}	3,58 \pm 0,51 ^{a,1}	1,32 \pm 0,15 ^{a,1}	4,84 \pm 0,67 ^{b,1}	27,15 \pm 3,45 ^{a,1}
		10-20	3,74 \pm 0,14 ^{a,1}	3,87 \pm 0,21 ^{a,1}	6,39 \pm 4,94 ^{a,1}	0,56 \pm 0,14 ^{b,1}	2,97 \pm 0,42 ^{a,1}	0,65 \pm 0,47 ^{a,2}	1,11 \pm 0,59 ^{b,1}	5,48 \pm 1,83 ^{b,2}

Tableau 5. Résultats des différentes analyses (acidité d'échange, éléments sur la CEC, CEC, TSB et TRB) - Moyenne \pm écart-type (n=3). a, b et c : comparaison entre les sites. 1, 2 et 3 comparaison entre les horizons.

Âge du peuplement	Site	Horizon	Al (méq/100g)	H (méq/100g)	Acidité éch. (méq/100g)	Mg (méq/100g)	K (méq/100g)	Na (méq/100g)	Ca (méq/100g)	CEC (méq/100g)	TSB (%)	TRB (cmole _c /kg)
V I E U X	Amendé En 1989	Oh	9,63 \pm 1,60 ^{a,12}	5,02 \pm 0,99 ^{a,1}	14,65 \pm 0,93 ^{a,1}	0,45 \pm 0,13 ^{b,1}	0,43 \pm 0,13 ^{b,1}	0,41 \pm 0,08 ^{b,1}	1,18 \pm 0,96 ^{b,1}	59,73 \pm 14,97 ^{b,1}	3,14 \pm 1,29 ^{b,1}	/
		Ah	10,58 \pm 2,87 ^{a,1}	3,26 \pm 1,28 ^{a,2}	13,84 \pm 1,59 ^{a,1}	0,22 \pm 0,05 ^{b,2}	0,41 \pm 0,23 ^{a,1}	0,32 \pm 0,02 ^{a,12}	0,29 \pm 0,20 ^{b,1}	36,40 \pm 7,62 ^{a,2}	1,96 \pm 0,90 ^{b,12}	64,63 \pm 1,55 ^{b,1}
		BC	6,95 \pm 1,11 ^{a,2}	1,75 \pm 1,54 ^{a,2}	8,70 \pm 0,49 ^{a,2}	0,13 \pm 0,03 ^{b,2}	0,15 \pm 0,04 ^{a,1}	0,28 \pm 0,02 ^{a,2}	0,10 \pm 0,04 ^{b,1}	25,07 \pm 6,06 ^{a,3}	0,70 \pm 0,26 ^{b,2}	69,87 \pm 2,90 ^{b,1}
	Amendé En 2014	Oh	5,09 \pm 2,56 ^{b,2}	4,00 \pm 1,08 ^{a,1}	9,08 \pm 3,63 ^{b,1}	6,15 \pm 1,82 ^{a,1}	0,85 \pm 0,24 ^{a,1}	0,62 \pm 0,09 ^{a,1}	5,64 \pm 3,31 ^{a,1}	79,87 \pm 12,11 ^{a,1}	16,63 \pm 8,52 ^{a,1}	/
		Ah	9,52 \pm 1,37 ^{a,1}	3,22 \pm 0,92 ^{a,12}	12,75 \pm 2,27 ^{a,1}	1,50 \pm 0,74 ^{a,2}	0,59 \pm 0,14 ^{a,12}	0,35 \pm 0,02 ^{a,2}	0,80 \pm 0,38 ^{a,2}	42,80 \pm 2,80 ^{a,2}	6,55 \pm 3,26 ^{a,12}	76,29 \pm 11,38 ^{a,1}
		BC	6,43 \pm 0,91 ^{a,2}	1,96 \pm 0,39 ^{a,2}	8,39 \pm 1,18 ^{a,1}	0,64 \pm 0,40 ^{a,2}	0,30 \pm 0,11 ^{a,2}	0,34 \pm 0,06 ^{a,2}	0,30 \pm 0,13 ^{a,2}	27,07 \pm 0,83 ^{a,3}	4,10 \pm 1,77 ^{a,2}	81,55 \pm 7,75 ^{a,1}
	Témoin	Oh	9,53 \pm 0,26 ^{a,12}	6,36 \pm 0,99 ^{a,1}	15,88 \pm 1,11 ^{a,1}	0,97 \pm 0,04 ^{b,1}	0,93 \pm 0,11 ^{a,1}	0,50 \pm 0,01 ^{ab,1}	1,10 \pm 0,31 ^{b,1}	83,33 \pm 3,89 ^{a,1}	3,68 \pm 0,44 ^{b,1}	/
		Ah	11,50 \pm 0,61 ^{a,1}	2,53 \pm 0,41 ^{a,2}	14,02 \pm 1,01 ^{a,1}	0,26 \pm 0,01 ^{b,2}	0,33 \pm 0,09 ^{a,2}	0,30 \pm 0,04 ^{a,2}	0,18 \pm 0,05 ^{b,2}	38,27 \pm 3,72 ^{a,2}	1,71 \pm 0,26 ^{b,2}	66,94 \pm 4,10 ^{ab,1}
		BC	7,08 \pm 1,12 ^{a,2}	1,62 \pm 0,15 ^{a,2}	8,70 \pm 1,26 ^{a,2}	0,16 \pm 0,01 ^{b,3}	0,26 \pm 0,06 ^{a,2}	0,30 \pm 0,02 ^{a,2}	0,14 \pm 0,05 ^{b,2}	23,07 \pm 2,20 ^{a,3}	1,91 \pm 0,73 ^{ab,2}	80,29 \pm 7,92 ^{ab,1}
J E U N E	Amendé En 2011	0-10	6,44 \pm 0,42 ^{b,1}	2,65 \pm 0,75 ^{b,1}	9,09 \pm 0,80 ^{b,1}	0,92 \pm 0,22 ^{a,1}	0,31 \pm 0,12 ^{a,1}	0,29 \pm 0,02 ^{a,1}	1,46 \pm 0,53 ^{a,1}	33,33 \pm 7,69 ^{a,1}	7,66 \pm 1,53 ^{a,1}	64,78 \pm 2,98 ^{a,1}
		10-20	6,32 \pm 0,41 ^{a,1}	2,49 \pm 0,59 ^{a,1}	8,81 \pm 0,91 ^{a,1}	0,91 \pm 0,15 ^{a,1}	0,23 \pm 0,05 ^{a,1}	0,34 \pm 0,06 ^{a,1}	1,33 \pm 0,43 ^{a,1}	32,67 \pm 8,62 ^{a,1}	7,31 \pm 0,10 ^{a,1}	67,61 \pm 3,08 ^{b,1}
	Témoin	0-10	10,99 \pm 1,21 ^{a,1}	4,81 \pm 0,34 ^{a,1}	15,80 \pm 1,31 ^{a,1}	0,33 \pm 0,01 ^{b,1}	0,27 \pm 0,02 ^{a,1}	0,28 \pm 0,01 ^{a,1}	0,30 \pm 0,07 ^{b,1}	42,40 \pm 6,35 ^{a,1}	1,79 \pm 0,10 ^{b,1}	69,03 \pm 5,28 ^{a,2}
		10-20	7,94 \pm 3,69 ^{a,1}	3,20 \pm 1,11 ^{a,1}	11,15 \pm 4,78 ^{a,1}	0,16 \pm 0,01 ^{b,1}	0,33 \pm 0,18 ^{a,1}	0,29 \pm 0,03 ^{a,1}	0,19 \pm 0,11 ^{b,1}	30,67 \pm 11,55 ^{a,1}	2,03 \pm 1,00 ^{b,1}	78,60 \pm 2,59 ^{a,1}

La même tendance ressort pour le pH KCl mais cette fois-ci uniquement dans l'horizon Oh. Pour l'horizon Ah et BC, leurs valeurs sont égales, indépendamment du fait que la parcelle ait été chaulée. Pour l'acidité d'échange et les ions aluminiums de celle-ci, nous remarquons que leurs valeurs sont plus faibles pour la parcelle chaulée en 2014 et égales dans les deux autres pour l'horizon Oh. Il y a peu d'écart entre les parcelles pour les autres horizons. Pour les protons de l'acidité d'échange, aucune différence notable entre les parcelles n'est relevée et ce, quel que soit l'horizon.

Ces derniers résultats montrent que le chaulage diminue l'acidité du sol (augmentation du pH et réduction de l'acidité d'échange et des ions aluminiums) surtout dans l'horizon supérieur Oh. Néanmoins, cet effet du chaulage n'est observable que pour la parcelle chaulée en 2014 (il n'y a pas de différence significative pour ces paramètres entre la parcelle 1989 et le témoin).

Si nous comparons les TRB de toutes les parcelles pour chaque horizon, aucune tendance manifeste ne se dessine. Pour l'horizon Ah, la TRB est plus importante dans la parcelle de 2014. Tandis que pour BC, nous notons une TRB de 80 cmole_c/kg pour celle de 2014 et le témoin, et la valeur est proche de 70 cmole_c/kg pour celle de 1989. Il semble que le chaulage augmente un peu la réserve en bases totales, ce qui est visible pour l'horizon Ah de la parcelle de 2014. Cela s'explique évidemment par l'apport d'éléments (Ca et Mg) dans la dolomie. Néanmoins, cet effet semble peu significatif puisque la quantité apportée est minime par rapport à la réserve de bases totales.

La CEC et le pourcentage de carbone organique ne sont pas significativement différents entre les parcelles pour les horizons Ah et BC. Pour l'horizon Oh, la CEC est plus faible dans la parcelle *Broca*. Cette divergence est due à la teneur en matière organique qui l'influence directement. Pour la parcelle chaulée en 1989, nous observons une teneur en carbone organique de 18.7 %, alors qu'elle atteint 25 % pour les deux autres. Le TSB et la concentration en Ca, Mg et Na sont plus élevés dans le site chaulé en 2014 que dans les deux autres parcelles où ces paramètres sont en général plus ou moins semblables. Pour le K, même si la tendance est moins marquée, il semble y en avoir davantage dans le site de 2014 que dans les autres. Tandis que pour le phosphore, l'inverse est observé : la quantité de phosphore est plus importante dans la parcelle témoin et dans celle chaulée en 1989 que dans la parcelle de 2014 pour les deux premiers horizons (Oh et Ah).

Le chaulage a donc un effet sur la biodisponibilité des éléments visibles dans tout le profil du sol. Il augmente la concentration en Ca, Mg, Na et K dans la solution du sol et également sur les complexes d'échange (TSB), alors qu'il diminue la concentration en phosphore biodisponible. Ceci est constaté uniquement pour la parcelle chaulée en 2014, car aucune distinction n'est trouvée entre la parcelle chaulée en 1989 et le témoin.

2.2 Jeunes peuplements

En ce qui concerne le site chaulé, pour tous les paramètres, tous les horizons sont identiques. Le fraissage de ce site a homogénéisé les propriétés de son sol. Pour le site témoin, bien que non fraisé, la plupart des paramètres sont homogènes dans le profil. Néanmoins, des discordances sont observées pour les pH (plus importants en profondeur comme pour les vieux peuplements), pour quelques éléments disponibles (le phosphore et le sodium), ainsi que pour la TRB moins importante dans l'horizon supérieur.

La parcelle chaulée (2011) est moins acide en surface (0-10 cm) que la parcelle témoin : le pH eau y est moins acide (le pH KCl, lui reste identique) et l'acidité d'échange (ions aluminiums et protons), est plus faible. Aucun contraste n'est observé pour ces paramètres entre les horizons inférieurs de ces parcelles.

Les conclusions sont semblables à celles tirées pour les vieux peuplements : le chaulage diminue l'acidité des sols, surtout en surface.

Pour la TRB, les deux horizons supérieurs sont semblables. Alors que pour ceux inférieurs, la TRB est plus faible pour la parcelle chaulée. Ce fait est dû au fraissage qui a homogénéisé les propriétés dans la parcelle chaulée. Alors que pour la parcelle témoin, il y a eu une différenciation du profil du sol par altération. Le chaulage n'a donc pas d'effet sur la TRB dans ce cas-ci.

Il n'y a aucune différence significative entre les parcelles pour la CEC et la teneur en carbone organique. Le TSB et la concentration en Ca et Mg sont beaucoup plus élevés dans la parcelle chaulée que dans son témoin. Pour le K et Na, il n'y a pas de grande différence entre les deux parcelles, peu importe l'horizon observé. Le phosphore, quant à lui, est plus important dans l'horizon de surface de la parcelle témoin que dans celle chaulée, alors que, dans l'horizon de profondeur, le phénomène inverse est observé.

2.3 Conclusion

La Figure 10 résume les principaux effets du chaulage sur les sols forestiers : diminution de l'acidité du sol et augmentation (sauf dans le cas du phosphore, où l'effet est inversé) de la biodisponibilité des éléments dans une jeune comme dans une vieille plantation.

La réduction de l'acidité, que ce soit en termes de pH ou d'acidité d'échange, est directement générée par l'apport de dolomie ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Cette chaux dolomitique contient des ions calciums, magnésiums mais également des bases (CO_3^{2-}). Ces bases neutralisent l'acidité (H^+) et remontent ainsi le pH. L'augmentation de ce dernier favorise la précipitation de l'aluminium et réduit ainsi l'acidité des complexes d'échange due à la présence de ces ions aluminiums (Ségalen, 1973 ; Massenet, 2013). Ces phénomènes sont plus visibles en surface où la chaux est directement apportée.

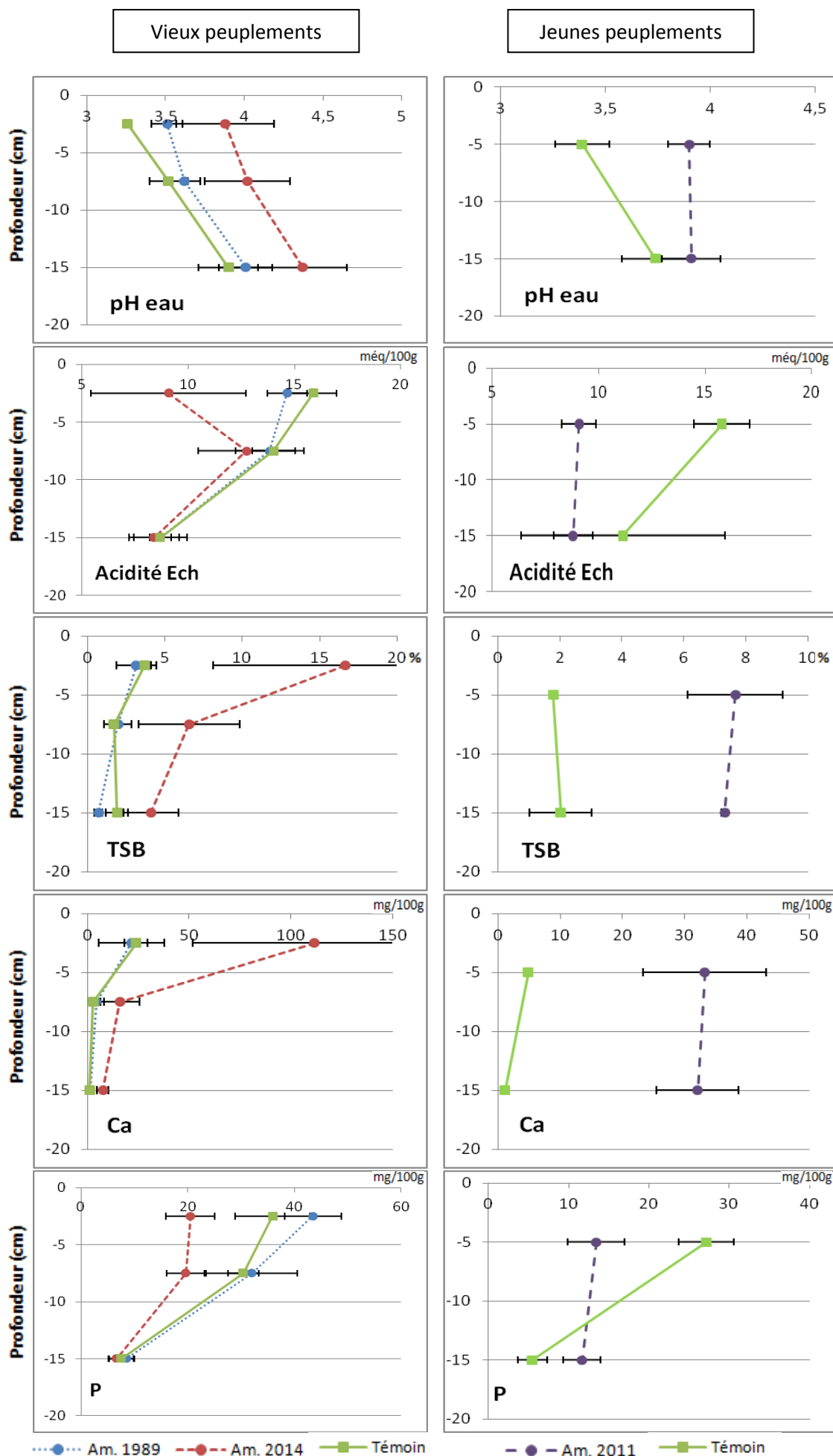


Figure 10. Effets moyens du chaulage sur le pH eau, l'acidité d'échange, le taux de saturation en base (TSB) et la concentration en Ca et P, pour des vieux (gauche) et jeunes (droite) peuplements. Les sites chaulés sont représentés en pointillés et les témoins en traits pleins.

L'apport de chaux dolomitique contribue de façon significative à l'augmentation du stock de calcium et de magnésium, car ce sont des constituants de celui-ci. Nous les retrouvons dans la phase dite biodisponible (EDTA) et échangeable (CEC). Leur augmentation est très significative en surface et se propage progressivement dans le profil du sol vers les horizons plus profonds. Le chaulage conduit de manière générale à l'enrichissement en nutriments, de Ca et de Mg surtout, mais il permet aussi une meilleure biodisponibilité d'autres éléments (grâce à l'augmentation de pH) comme K et Na, observés dans la parcelle chaulée en 2014 (Renaud & al., 2009b ; Legout & al., 2016).

Contrairement aux autres éléments, la biodisponibilité en phosphore semble être réduite par le chaulage. Ce constat n'est pas observé pour la parcelle chaulée en 1989 ; la disponibilité en phosphore est même légèrement supérieure au témoin, ce qui s'explique par l'apport de scories (composées en partie de phosphore) sur cette parcelle cinq ans après la plantation. Deux phénomènes justifient cette diminution visible dans les parcelles récemment chaulées (2011 et 2014). Le premier est que le chaulage redynamise la croissance végétale, et entraîne une augmentation de l'absorption du phosphore ce qui conduit à une diminution de son stock. En effet, l'aluminium, sous forme libre, bloque l'alimentation en phosphore des plantes (Segalen, 1973 ; Beaudin, 2006). Le chaulage, qui réduit la concentration en aluminium libre, favorise dès lors une meilleure absorption du phosphore. Le second phénomène est lié à l'apport de calcium par l'amendement. En effet, lorsque la quantité d'ions calciums est importante dans les sols, ils ont tendance à faire précipiter le phosphore sous forme de composés insolubles (principalement du dicalcium phosphate, CaHPO_4) (Tunesi & al., 1999 ; Von Wandruszka, 2006) ce qui entraîne une diminution de sa biodisponibilité dans les sols.

Pour la parcelle amendée en 2014, l'effet de l'amendement sur la biodisponibilité du phosphore est beaucoup plus marqué que pour les autres. Pour celle-ci, une première corrélation (p -valeur = 0.015) a été mise en évidence entre les diminutions de l'aluminium échangeable (ΔAl) et du phosphore (ΔP) biodisponible (EDTA). Une deuxième corrélation (p -valeur = 0.02) a pu être établie entre l'augmentation du calcium (ΔCa) biodisponible (EDTA) et la diminution du phosphore biodisponible. Les différents deltas sont calculés comme étant la différence entre les valeurs des différents échantillons de la parcelle amendée en 2014 et la valeur moyenne du témoin, et ce pour chacun des paramètres étudiés. Ce delta correspond donc à la variation des différents paramètres suite au chaulage. Un delta négatif signifie une diminution du paramètre lié au chaulage tandis qu'un delta positif, une augmentation de celui-ci.

La première corrélation est observable à la Figure 11. Nous constatons que la diminution de l'aluminium échangeable occasionne une baisse de la quantité de phosphore biodisponible, conduisant ainsi une meilleure absorption de ce dernier grâce au chaulage et donc une diminution de sa concentration. Le coefficient de détermination ($R^2 = 0.60$) indique que ce phénomène n'explique qu'en partie la diminution en phosphore biodisponible.

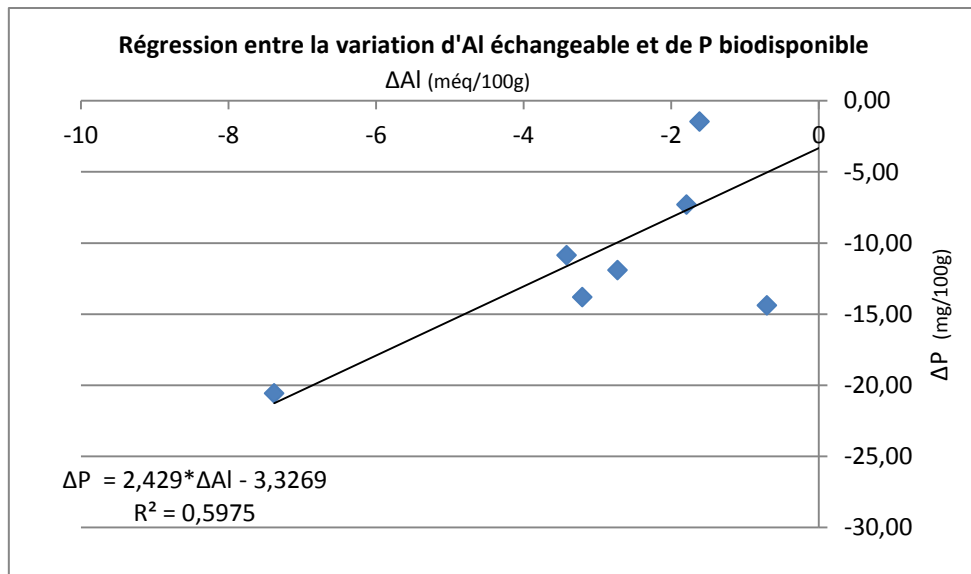


Figure 11. Régression entre la variation d'Al échangeable et de P biodisponible. Les deltas représentent la différence entre les valeurs des paramètres de la parcelle amendée en 2014 et celles du témoin.

La deuxième régression linéaire est représentée par la Figure 12. Celle-ci nous montre que l'augmentation de calcium biodisponible dans le sol entraîne une diminution de la concentration en phosphore biodisponible. Le coefficient de détermination pour cette régression est de 0.56.

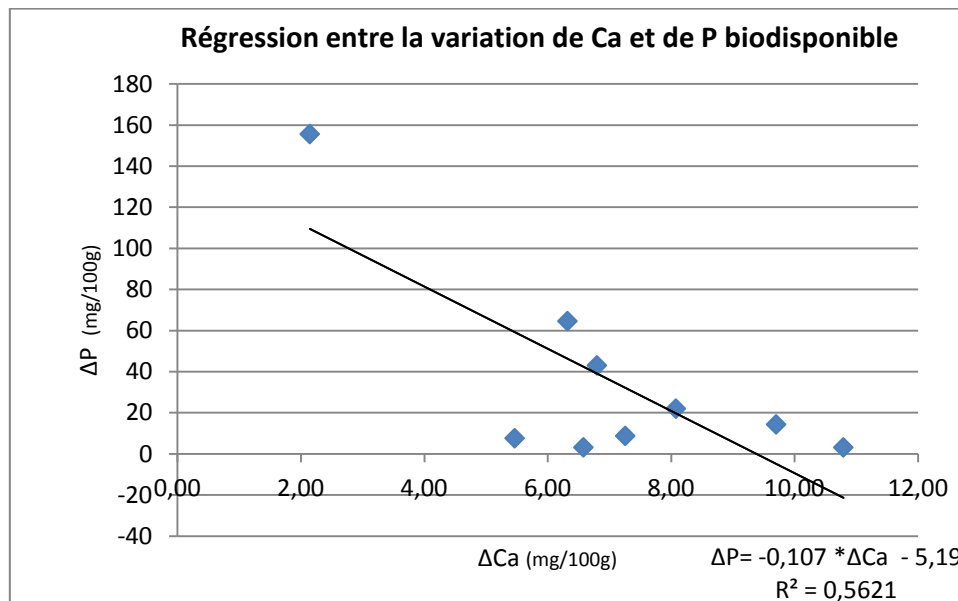


Figure 12. Régression entre la variation Ca et de P biodisposables. Les deltas représentent la différence entre les valeurs des paramètres de la parcelle amendée en 2014 et celles du témoin.

Ces régressions confirment que les deux phénomènes jouent bien un rôle dans la diminution de la quantité de phosphore biodisponible lors du chaulage des parcelles.

La réduction de l'acidité et l'augmentation de la biodisponibilité des éléments, comme l'impact du chaulage, sont démontrées par de nombreuses études (Toutain & al., 1988 ; Ponette & al., 1991 ; Bonneau & al., 1992 ; Ranger & al., 1994 ; Bonneau & Nys, 1997 ; Dulière & al., 1999 ; Renaud & al., 2009b ; Legout & al., 2016). Cependant, Renaud & al. (2009b) n'ont pas constaté de différence au niveau du stock de phosphore entre une parcelle chaulée et son témoin. Cette étude prenait place sur un sol riche en phosphore ; ceci est peut-être la raison de la divergence de résultats. Par contre, Dulière & al. (1999) ont montré une augmentation de la concentration en phosphore pour l'horizon organique lors d'un chaulage dans une chênaie située en Ardenne belge.

D'après Toutain & al. (1988), le chaulage peut augmenter la minéralisation de la matière organique dans les sols. Toutefois, dans notre étude, la teneur en matière organique n'est pas influencée par le chaulage : nous observons les mêmes teneurs en carbone organique, peu importe que la parcelle soit chaulée ou non.

3. Évolution des propriétés physico-chimiques au cours du temps

Le deuxième objectif de ce projet consiste à étudier l'évolution au cours du temps des différentes propriétés physico-chimiques afin d'appréhender la résilience du système après chaulage. Nous allons donc comparer les parcelles des vieux peuplements pour lesquelles nous disposons de deux années de chaulage différentes (1989 et 2014), ainsi que le témoin, afin d'observer l'évolution des paramètres. Cette étude n'est pas réalisable pour les jeunes peuplements car nous ne possédons les analyses que pour une seule année d'amendement.

La Figure 13 reprend l'évolution des paramètres de l'acidité du sol en fonction du laps de temps écoulé depuis l'apport de chaux dolomitique. La valeur du pH eau est plus importante pour la parcelle chaulée en 2014 comparativement à celle de 1989. Pour l'acidité d'échange, le même schéma se reproduit : le sol est moins acide pour la parcelle de 2014 que pour celle de 1989. L'évolution est plus marquée en surface où l'amendement a été amené. Les graphiques des horizons Ah ont la même allure que ceux des horizons BC (Annexe 5).

L'apport de dolomie alcalinise le sol dans les premières années après le chaulage. Une fois que le flux de protons a dissout tout l'amendement, celui-ci recommence à acidifier progressivement le sol. Si bien que pour la parcelle chaulée en 1989, l'effet du chaulage, en ce qui concerne l'acidité, n'est plus visible : le pH eau et l'acidité d'échange sont revenus à leurs valeurs initiales, aussi bien en profondeur qu'en surface.

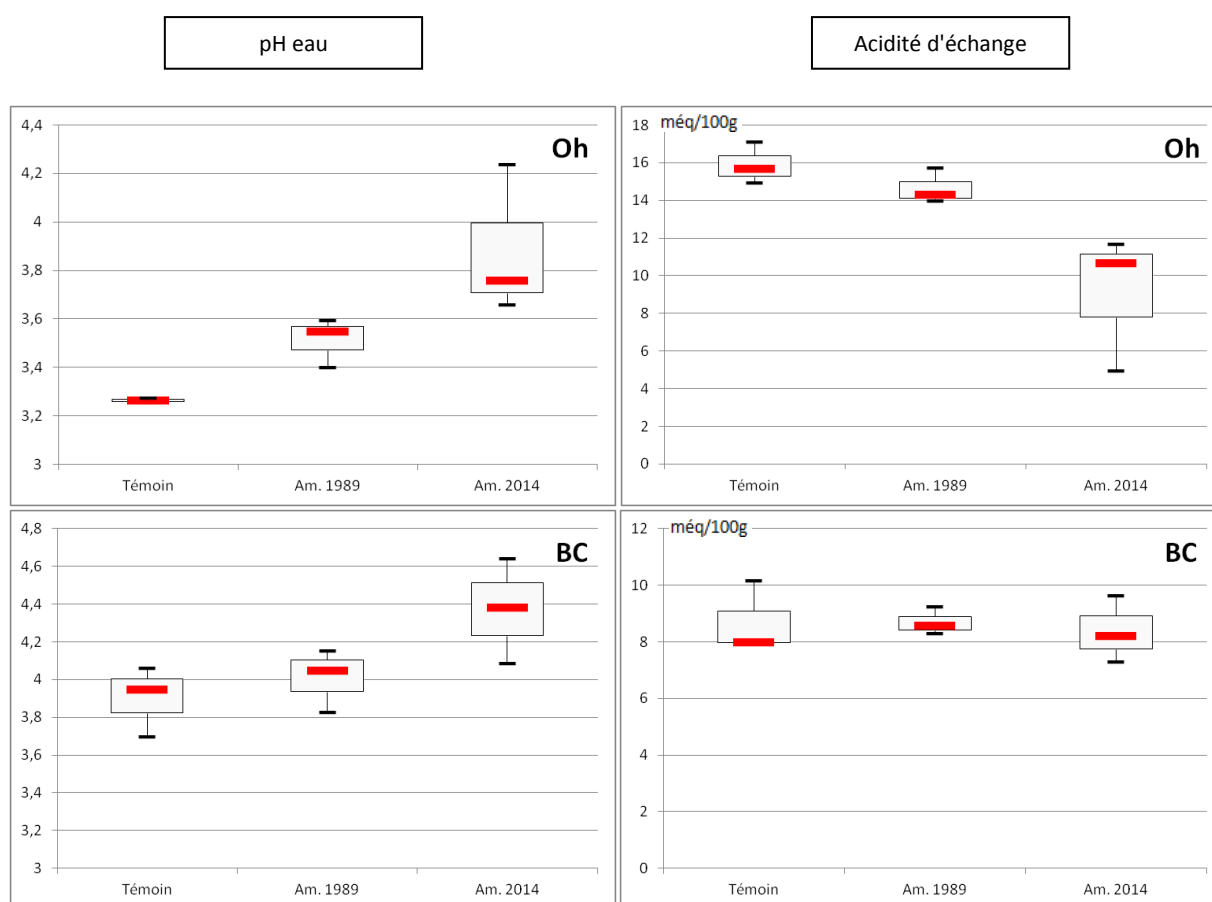


Figure 13. Évolution du pH eau (à gauche) et de l'acidité d'échange (à droite) en fonction du temps depuis l'apport dans l'horizon Oh et BC.

L'observation est similaire pour la biodisponibilité de certains éléments : le TSB et la concentration en Mg et Ca sont plus élevés pour la parcelle chaulée en 2014, alors que celle du phosphore est plus faible. Tandis que les valeurs du témoin pour ces paramètres sont identiques à ceux de la parcelle chaulée en 1989 (Figure 14). Dans les horizons plus profonds (Ah et BC), les mêmes tendances sont constatées, mais de manière moins marquée (Annexe 6).

Pour les éléments disponibles (excepté le phosphore), une augmentation apparaît après le chaulage. Ensuite, au cours des années suivantes, les concentrations diminuent, suite à la consommation et à l'exportation des éléments par l'activité biologique, mais aussi à cause de la perte par lixiviation en dehors du profil du sol (Girard & al., 2011).

Pour le phosphore, il y a un appauvrissement lors des premières années. Ce phénomène est sans doute dû à l'augmentation de l'absorption du phosphore, mais également à la formation de composés insolubles avec le calcium, comme vu précédemment. Au fil du temps, le système s'acidifie à nouveau et libère de l'aluminium sous forme libre, ce qui diminue l'absorption du phosphore. La concentration en calcium dans les sols s'amenuise, ce qui entraîne une dissolution de ses composés insolubles et une libération de phosphore dans la solution du sol, ce qui augmente sa concentration. Comme pour l'acidité du sol, la biodisponibilité des éléments retrouve son état initial après plusieurs dizaines d'années.

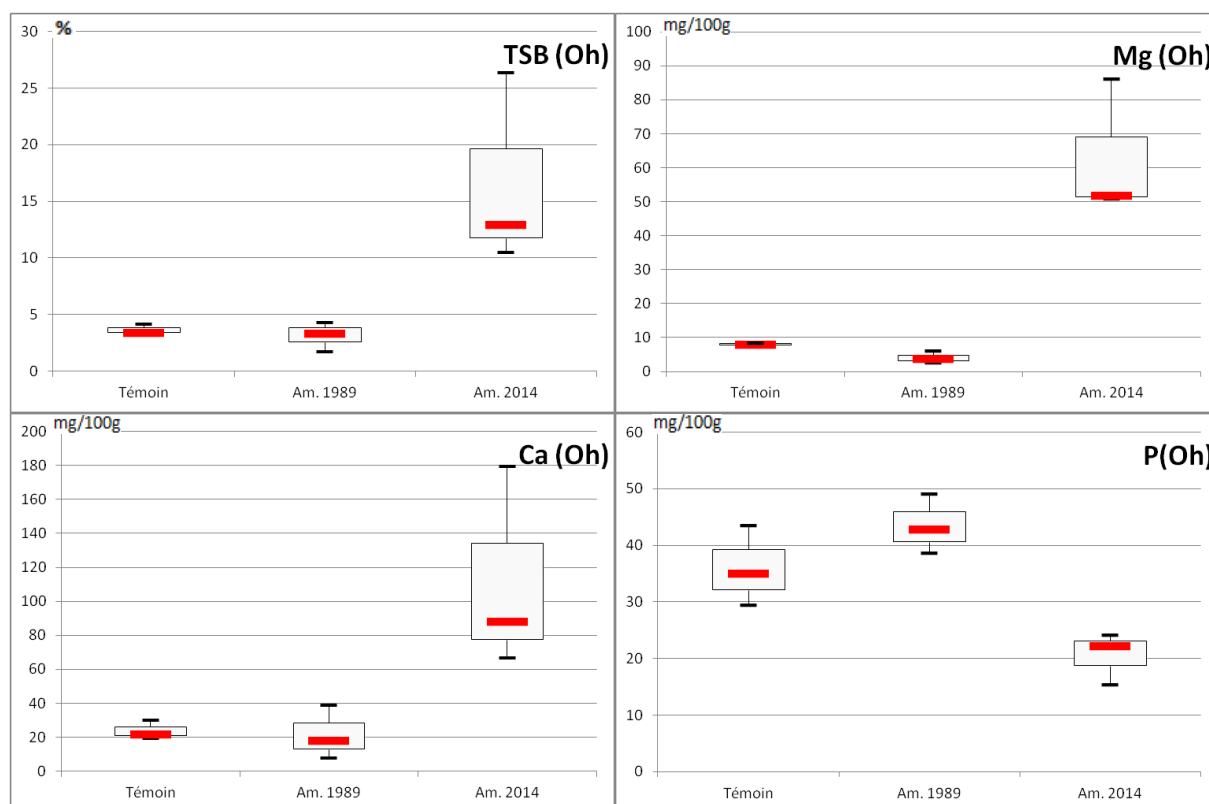


Figure 14. Évolution du TSB, Mg, Ca et P en fonction du temps depuis l'apport pour l'horizon Oh.

3.1 Conclusion

Les effets du chaulage sont considérables pour les années qui suivent l'épandage de dolomie comme nous pouvons le constater pour les parcelles de 2011 et de 2014. Mais au fil du temps, l'impact se réduit : l'amendement est peu à peu dissout jusqu'à disparaître complètement. Dès lors, le sol recommence à s'acidifier et perd au fur et à mesure ses éléments par lixiviation. Les propriétés du sol reviennent progressivement à leur état initial. Si bien que pour la parcelle chaulée en 1989, soit trente ans plus tôt, les effets du chaulage dans les sols ont disparu.

Il est difficile de comparer ces résultats avec d'autres études concernant les effets du chaulage sur les propriétés du sol, étant donné que la majorité d'entre elles ont étudié les impacts du chaulage sur les sols à un moment donné. L'évolution des propriétés au cours du temps, après chaulage, n'a pas été examinée. Néanmoins, ces recherches ont montré qu'il y avait bien un effet du chaulage quelques années après celui-ci (quatre ans pour Bonneau & al., 1992 ; Ranger & al., 1994), voire une dizaine d'années après (Toutain & al., 1988 ; Renaud & al., 2009b).

4. Analyses phytosociologiques

Le Tableau 6 résume le relevé floristique réalisé sur chacune des parcelles. Le niveau hydrique des parcelles est semblable, elles sont principalement occupées par des espèces mésophiles (à drainage moyen), par exemple : *Vaccinium myrtillus*, *Cytisus scoparius*, *Carex pilulifera*... Nous y retrouvons certaines plantes indicatrices de milieux plus secs et/ou frais, surtout dans les milieux plus ouverts (dans les jeunes plantations) : *Deschampsia flexuosa*, *Ptéridium aquilinum*, *Calluna vulgaris*... Pour la parcelle amendée en 1989, quelques espèces hygroclines (qui préfèrent les milieux humides) se développent également, comme l'*Urtica dioica* ou la *Lysimachia nemorum*.

Pour le niveau trophique, nous observons deux effets distincts suite au chaulage en fonction du milieu dans lequel nous nous trouvons. D'un côté, nous avons un milieu ouvert occupé par les jeunes plantations et de l'autre, un milieu fermé, un sous-bois, dominé par la présence d'une strate arborée importante.

Pour les jeunes plantations, les mêmes espèces se retrouvent entre la parcelle amendée et le témoin. Elles sont de type acidiphile et sont indicatrices d'un milieu assez acide et d'un sol pauvre en éléments nutritifs (la callune, la myrtille commune...). Toutefois, nous relevons la présence d'espèces indicatrices d'un milieu moins acide pour la parcelle amendée, comme l'épilobe en épi (neutrocline) ou la fougère femelle (neutroacidiclines). La différence entre les deux parcelles est définie par le recouvrement des espèces (Figure 15). La parcelle chaulée est caractérisée globalement par un recouvrement beaucoup plus imposant dans la strate herbacée (canche flexueuse, genêt à balais commun...) mais également par la présence d'une strate arbustive composée d'épicéas, de douglas et de genêts à balais commun. Cette augmentation de recouvrement est un effet direct du chaulage qui offre un milieu plus riche et moins acide au développement des différentes espèces.

Pour les parcelles des vieux peuplements, le chaulage a une influence sur la diversité floristique. En comparant celle amendée en 2014 avec le témoin, nous constatons une diminution de la diversité floristique qui passe de huit espèces à deux pour la parcelle chaulée. Il y a aussi une diminution de recouvrement significative pour la myrtille commune : elle baisse de 50-75 % de recouvrement à moins de 5 %.



Figure 15. Différence de recouvrement entre la parcelle chaulée en 2011 (à gauche) et le témoin (à droite).
(Photos personnelles)

Tableau 6. Relevé floristique des différentes parcelles.

Espèces		Vieux peuplements			Jeunes peuplements	
Nom Latin	Nom commun	Am. 1989	Am. 2014	Témoin	Am. 2011	Témoin
Strate Herbacée (< 1 m)						
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Myrtille commune	1	1	4		1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Canche flexueuse	2	1	2	4	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Fougère-Aigle			2	2	
<i>Picea abies</i>	Épicéa commun			1	1	2
<i>Sorbus aucuparia</i>	Sorbier des oiseleurs	1		1		1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dryoptéris des chartreux			1		
<i>Dryopteris dilatata</i>	Dryoptéris dilaté	2		1		
<i>Calluna vulgaris</i>	Callune/Bruyère commune			1	1	2
<i>Digitalis purpurea</i>	Digitale pourpre	2			1	1
<i>Rubus idaeus</i>	Framboisier commun	1			2	1
<i>Cytisus scoparius</i>	Genêt à balais commun	1			2	1
<i>Juncus effusus</i>	Jonc épars	1			1	1
<i>Carex pilulifera</i>	Laîche à pilules	1				1
<i>Carex sp.</i>	Laîche					1
<i>Holcus mollis</i>	Houlque molle				1	1
<i>Luzula luzuloides</i>	Luzule blanche	1				1
<i>Poa sp.</i>	Pâturin				1	1
<i>Quercus sp.</i>	Chêne				r	r
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Douglas	2			1	3
<i>Betula pendula</i>	Bouleau verruqueux				1	1
<i>Carex remota</i>	Laîche espacée	1			1	
<i>Epilobium angustifolium</i>	Épilobe en épi	1			2	
<i>Hypericum pulchrum</i>	Millepertuis élégant	1			r	
<i>Athyrium filix-femina</i>	Fougère femelle	1			r	
<i>Oxalis acetosella</i>	Surelle	1				
<i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre	1				
<i>Phalaris arundinacea</i>	Baldingère	1				
<i>Urtica dioica</i>	Ortie dioïque	1				
<i>Cardamine sp.</i>	Cardamine	r				
<i>Geranium robertianum</i>	Géranium herbe à Robert	1				
<i>Teucrium scorodonia</i>	Germandrée scorodoine	1				
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eupatoire chanvrine	r				
<i>Lysimachia nemorum</i>	Lysimaque des bois	1				
<i>Galium saxatile</i>	Gaillet du Harz	1				
<i>Dactylis glomerata</i>	Dactyle commun	1				
<i>Mycelis muralis</i>	Laitue des murailles	r				
<i>Luzula multiflora</i>	Luzule multiflore	1				
<i>Viola sp.</i>	Violette/pensée	r				
<i>Cypripedium calceolus</i>	Sabot de Vénus	r				
<i>Hypericum perforatum</i>	Millepertuis perforé	1				
<i>Holcus lanatus</i>	Houlque velue	1				
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Calamagrostis à feuilles de roseau	1				
<i>Ilex aquifolium</i>	Houx	r				
Strate arbustive (1-5 m)						
<i>Cytisus scoparius</i>	Genêt à balais commun				3	
<i>Picea abies</i>	Épicéa commun				2	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Douglas				1	
Strate arborée (> 5 m)						
<i>Picea abies</i>	Épicéa commun	4	4	4		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Douglas	2				

Pour la parcelle chaulée en 1989, la diversité floristique est beaucoup plus abondante que celle du témoin (trente-quatre espèces dans la strate herbacée). Le niveau trophique sur cette parcelle est toujours majoritairement acidiphile. Néanmoins, certaines espèces indiquent un milieu moins acide comme la lysimaque des bois (acidicline), l'épilobe en épi (neutrocline), le dactyle commun (neutrocline), l'ortie dioïque (neutronitrophile) ou encore le sabot de Vénus (neutrocalcicole).

4.1 Conclusion

L'analyse phytosociologique ne révèle pas d'influence du chaulage sur le niveau hydrique des parcelles. En effet, celui-ci va surtout dépendre du type de sol (texture, porosité et structure), de sa topographie, de sa compaction, etc.

Cependant, le chaulage a un effet beaucoup plus marqué sur le niveau trophique des sols. Il entraîne une forte augmentation de la diversité floristique pour la parcelle amendée en 1989 et une plus légère pour celle en 2011. Il permet surtout l'apparition d'espèces acidiclinales, neutroacidiclinales, neutroclinales, neutronitrophiles et neutrocalcicoles, alors qu'il y avait majoritairement des espèces acidiphiles avant le chaulage. Ces espèces sont indicatrices de milieux moins acides. Il y a également régression de certaines variétés acidiphiles, comme la myrtille, dont le recouvrement décroît lors de l'amendement. Beaucoup d'études (Becker & al., 1992 ; Felhen & Picard, 1994 ; Dulière & al., 1999 ; Misson & al., 2001) décrivent les mêmes phénomènes suite à un amendement en Ca et/ou en PCa. Cette augmentation de la diversité floristique témoigne d'une amélioration des paramètres de fertilité grâce au chaulage.

L'augmentation importante de la diversité floristique pour la parcelle amendée en 1989 peut être partiellement expliquée par la différence de densité des arbres entre les parcelles. En effet, la densité d'arbres est de 337 tiges/ha pour la parcelle amendée en 1989 contre 417 tiges/ha pour le témoin (Tableau 7). Dans la parcelle témoin, au vu de la densité plus élevée, la compétition pour les ressources (lumière, eau et nutriments) est plus importante que dans la parcelle de 1989. La différence de densité peut aussi expliquer la plus faible diversité présente sur la parcelle chaulée en 2014 (465 arbres/ha) par rapport au témoin (417 tiges/ha).

Une autre hypothèse pour décrire cette faible diversité floristique est que l'impact direct du chaulage dans les premières années réduit la diversité et le recouvrement des espèces dû à l'alcalinisation brutale du milieu. Dans un second temps, il permet une augmentation de la diversité, comme c'est le cas pour la parcelle de 1989.

L'hypothèse formulée précédemment ne semble pas être d'application pour la jeune plantation chaulée en 2011. En effet, dans une jeune plantation, en milieu ouvert, la compétition pour les ressources est moindre. De ce fait, la diversité floristique n'est que très peu, voire pas réduite, après le chaulage. Cela favorise plutôt le développement de certaines espèces dont le recouvrement est plus important après le chaulage (le genêt à balais commun et la canche flexueuse).

5. Inventaires forestiers

5.1 Vieux peuplements

Dans le Tableau 7 sont reprises les caractéristiques des placeaux dans les vieux peuplements. Dans la parcelle amendée en 1989, le placeau n°1 n'est pas intégré aux résultats, parce qu'il était le seul peuplé de douglas. Il ne peut donc pas être comparé aux autres placeaux uniquement occupés par des épicéas. Pour information, la circonférence moyenne des douglas est de 182.4 ± 30.3 cm et la hauteur moyenne de 40.5 ± 2.6 m. La hauteur théorique à cinquante ans est de 36.88 m et correspond à une classe de production moyenne.

Les parcelles, qu'elles soient amendées ou non, ont une circonférence moyenne similaire à 1 m 30. Il n'y a également pas de différence significative du point de vue de la hauteur moyenne des parcelles. La surface terrière ne diffère pas beaucoup d'une parcelle à l'autre. Quant au volume de bois par arbre, il est plus important dans la parcelle amendée en 1989 et dans le témoin que dans celle amendée en 2014.

Tableau 7. Inventaire forestier des vieilles plantations - Moyenne \pm écart-type (n=10). a, b et c : comparaison entre les sites.

Site	Placeau	Densité Nbr/ha	Circ. à 1m30 (cm)	Hauteur (m)	Volume par arbre (m ³)	Circ. dominante (cm)	Hauteur dominante (m)	Surface terrière (m ² /ha)	H50 (m)	Classe (-)	Production (-)
<i>Amendé en 1989</i>	2	307	135,9 $\pm 15,1$	32,3 $\pm 1,6$	2,21 \pm 0,39	154	34,3	45,6	30,59	1	Haute
	3	375	121,4 $\pm 17,2$	31,2 $\pm 2,3$	1,78 \pm 0,56	139,3	33,5	44,8	29,85	1	Haute
	Total	337	129,0 $\pm 17,1^a$	31,9 $\pm 2,1^a$	2,01 \pm 0,51^a	147,7	33,9	45,2^a	30,22^a	1	Haute
<i>Amendé en 2014</i>	1	544	117,5 $\pm 13,8$	31,3 $\pm 1,4$	1,66 \pm 0,39	132	33,15	60,5	25,17	3	Moyenne
	2	457	122,1 $\pm 20,3$	30,7 $\pm 1,3$	1,76 \pm 0,60	151	32,45	55,5	24,57	3	Faible
	3	413	112,0 $\pm 9,5$	29,5 $\pm 1,3$	1,41 \pm 0,29	125,5	31,45	41,5	23,71	3	Faible
	Total	465	117,2 $\pm 15,3^a$	30,5 $\pm 1,5^a$	1,61 \pm 0,45^b	140,3	32,6	51,7^a	24,7^b	3	Faible
<i>Témoin</i>	1	471	114,2 $\pm 37,2$	28,9 $\pm 7,5$	1,69 \pm 0,97	150,5	34,25	53,5	23,88	3	Faible
	2	356	146,2 $\pm 16,5$	33,2 $\pm 1,7$	2,62 \pm 0,60	162,7	34,5	61,3	24,09	3	Faible
	3	441	117,2 $\pm 17,1$	30,1 $\pm 1,9$	1,59 \pm 0,48	141	32,8	49,1	22,65	3	Faible
	Total	417	125,9 $\pm 28,6^a$	30,7 $\pm 4,8^a$	1,97 \pm 0,84^a	156,6	34,3	55,2^a	23,92^b	3	Faible

La hauteur des dominants ne varie que très peu entre les parcelles alors que pour les circonférences de ceux-ci, les variations sont beaucoup plus importantes. Néanmoins, nous restons dans les mêmes gammes de valeur.

Bien que la plupart des paramètres mesurés soient équivalents d'une parcelle à l'autre, il est à noter que les peuplements n'ont pas le même âge : pour la parcelle amendée en 1989, ils ont été plantés en 1956 (soixante-et-un ans) ; pour la parcelle amendée en 2014, ils ont quatre-vingt-deux ans et pour le témoin, nonante-sept ans.

Grâce à l'outil H50, nous pouvons calculer la hauteur (théorique) des arbres à cinquante ans de chacune des parcelles à partir de la hauteur dominante du peuplement et de son âge actuel. Ceci nous permet ainsi de les comparer entre elles. Nous constatons que la hauteur à cinquante ans des arbres de la parcelle chaulée en 1989 est plus grande que celle du témoin et celle des arbres de la parcelle amendée en 2014 qui s'équivaut. Cette valeur de H50 détermine la classe de productivité et le niveau de production de la parcelle. Dans la parcelle amendée en 1989, le taux de production est élevé alors qu'il est faible dans les deux autres.

5.1.1 Conclusion

Le paramètre H50 permet de définir l'effet du chaulage sur la croissance des arbres. Pour la parcelle chaulée en 1989, le chaulage a un effet non négligeable sur la croissance : il augmente de 126 % la hauteur (à cinquante ans) par rapport au témoin. Pour celle chaulée en 2014, la croissance est inchangée, ce qui signifie que le bénéfice du chaulage sur les arbres nécessite un certain laps de temps pour être observé.

La classe de productivité confirme ce résultat : le chaulage augmente celle-ci. Nous passons d'une classe de productivité faible à haute pour la parcelle chaulée en 1989. Celle de 2014 est égale à celle du témoin, à savoir faible. Le chaulage est donc efficace sur la croissance, à long terme.

Le chaulage a permis en quelque sorte aux arbres âgés de soixante-et-un ans de rattraper ceux de nonante-sept ans non chaulés, en hauteur et en circonférence. Cela signifie que nous atteignons les mêmes volumes de bois produits par arbre en moins de temps.

Le volume de bois de la parcelle chaulée en 2014 est plus faible que celui du témoin, cela s'explique par le fait que les arbres y sont plus jeunes. Il est aussi plus faible que celui de la parcelle chaulée en 1989, étant donné que le chaulage n'a pas encore pu produire ses effets.

Il faut néanmoins prendre en compte que la densité du peuplement est plus faible pour la parcelle chaulée en 1989 par rapport aux deux autres. Ce qui peut avoir comme conséquence de favoriser l'accroissement des arbres grâce à un meilleur accès aux ressources. Finalement, le gain de croissance observé pour la parcelle chaulée en 1989 peut être dû en partie au chaulage mais également à la variation de densité.

Les différentes études concernant l'effet du chaulage sur la croissance d'épicéas se sont principalement intéressées au gain de croissance radiale. Notre analyse se porte seulement sur le gain de croissance verticale (H50), du fait que les arbres n'ont pas le même âge. Il est dès lors difficile de comparer les différents résultats obtenus.

Si nous nous intéressons au temps de réponse du système, Felhen & Picard (1994) montrent que, trois ans après le chaulage, une augmentation (au seuil de 5 %) de vigueur des arbres par rapport au témoin s'opère. Dans notre cas, pour la parcelle chaulée en 2014, l'effet n'est cependant pas encore significatif. L'étude de Renaud & al. (2009b), bien qu'ils n'ont pas tenu compte de la variabilité des caractéristiques des peuplements, mesure un gain de croissance après dix ans. Tandis que Huber & al. (2004) n'observent aucune influence de l'amendement sur la croissance d'épicéas dix ans après celui-ci. Néanmoins, cette dernière étude a pris place sur un sol relativement riche, ce qui explique la réaction différente du système. Ces travaux montrent que le temps de réponse du chaulage sur la croissance des arbres varie d'un système à l'autre suivant ses caractéristiques : la richesse du sol, la santé du peuplement, son âge, sa densité, etc.

5.2 Jeunes peuplements

Les deux jeunes peuplements ont la même densité de semi, à savoir 2500 plants par hectare. Ils ont également le même âge, nous pouvons donc directement comparer les différentes mesures. Les peuplements sont composés approximativement de 50 % d'épicéas et 50 % de douglas. Les différents paramètres mesurés ont été séparés suivant l'espèce (Tableau 8). Leur état sanitaire est relativement bon : sur soixante plants mesurés par parcelle, il y en a respectivement trois et cinq morts ou manquants pour la parcelle chaulée et le témoin. Les autres plants sont en bonne santé, 1 dans l'échelle sanitaire (voir le Tableau 1).

5.2.1 Les épicéas

De manière générale, le chaulage influe la circonférence des épicéas : en moyenne, elle est plus élevée pour la parcelle chaulée que pour le témoin (7.00 ± 1.61 cm contre 4.99 ± 1.43 cm).

Dans la parcelle amendée, la hauteur moyenne des plants d'épicéas équivaut à deux fois celle du témoin.

L'effet du chaulage sur la longueur de pousse des épicéas est visible pour les deux années mesurées. En 2015, la longueur de pousse pour la parcelle chaulée est trois fois supérieure à celle du témoin et cinq fois en 2016.

Les circonférences et les hauteurs des dominants reflètent ces tendances : celles-ci sont plus élevées dans les parcelles amendées que dans les témoins.

Tableau 8. Inventaire forestier des jeunes plantations - Moyenne \pm écart-type (n=nombre d'arbres). a, b et c : comparaison entre sites pour les épicéas. 1, 2 et 3 : comparaison entre les sites pour les douglas.

Site	Placeau	Espèce	Nbr d'arbres	Circ. moyenne à 20 cm	Longueur de la pousse			Hauteur moyenne	Circ. dominant	Hauteur dominant
				(cm)	2015 (cm)	2016 (cm)	2015 et 2016 (cm)			
<i>Amendé en 2011</i>	1	Épicéa	9	6,98 \pm 1,2 ^{ab}	19,14 \pm 8,97 ^a	27,41 \pm 15,57	46,56 \pm 10,80	119,6 \pm 19,4	8,4	132
		Douglas	11	6,82 \pm 1,46 ¹²	14,15 \pm 7,64	37,98 \pm 11,66	52,13 \pm 12,92 ¹	117,2 \pm 24,7	8,7	165
	2	Épicéa	9	8,12 \pm 1,51 ^a	13,36 \pm 8,27 ^{ab}	36,56 \pm 14,70	49,91 \pm 12,42	132,0 \pm 21,2	10,9	155
		Douglas	10	8,57 \pm 2,07 ¹²	21,86 \pm 13,29	36,97 \pm 17,24	58,83 \pm 14,02 ¹	132,7 \pm 37,7	11,3	188
	3	Épicéa	9	5,91 \pm 1,42 ^{bc}	8,38 \pm 4,87 ^{bc}	28,60 \pm 14,57	36,98 \pm 16,28	106,3 \pm 31,8	7,8	152
		Douglas	9	7,94 \pm 1,98 ¹²	29,38 \pm 17,65	24,74 \pm 9,62	54,12 \pm 16,02 ¹	131,4 \pm 37,0	11	181
	Total	Épicéa	27	7,00 \pm 1,61	13,63 \pm 8,55	30,86 \pm 14,95^a	44,48 \pm 14,00^a	119,3 \pm 26,1^a	10,55	155
		Douglas	30	7,74 \pm 1,93	21,29 \pm 14,16¹	33,67 \pm 14,15¹	54,96 \pm 14,07	126,6 \pm 32,9¹	11,2	184,5
<i>Témoin</i>	1	Épicéa	5	6,10 \pm 1,42 ^{abc}	4,52 \pm 1,64 ^{bc}	7,64 \pm 4,55	12,16 \pm 4,61	74,8 \pm 14,87	7,4	96
		Douglas	13	6,55 \pm 3,52 ²	10,87 \pm 14,75	14,37 \pm 9,43	25,24 \pm 20,88 ²	93,0 \pm 33,1	13,3	171
	2	Épicéa	18	4,87 \pm 1,33 ^c	3,10 \pm 1,82 ^c	6,92 \pm 4,49	10,02 \pm 5,59	60,5 \pm 15,1	7	90
		Douglas	2	3,45 \pm 0,50 ²	3,80 \pm 0,71	10,40 \pm 0,00	9,00 \pm 8,06 ²	62,5 \pm 16,3	3,8	74
	3	Épicéa	11	4,91 \pm 1,47 ^c	6,74 \pm 5,50 ^{bc}	4,26 \pm 2,15	11,00 \pm 5,45	54,8 \pm 15,8	7,3	80
		Douglas	6	10,55 \pm 3,86 ¹	25,58 \pm 11,11	19,38 \pm 8,59	44,97 \pm 15,82 ¹²	106,7 \pm 33,0	16,4	164
	Total	Épicéa	34	4,99 \pm 1,43	4,49 \pm 3,73	6,17 \pm 4,02^b	10,65 \pm 5,32^b	60,8 \pm 16,1^b	7,35	93
		Douglas	21	7,40 \pm 4,02	14,40 \pm 14,77¹	15,68 \pm 9,09²	29,33 \pm 21,29	94,0 \pm 33,0²	14,85	167,5

5.2.2 Les douglas

Pour les douglas, comme pour les épicéas, les plants de la parcelle chaulée sont d'une hauteur moyenne plus élevée que ceux du témoin.

Pour la circonférence moyenne des douglas, l'effet du chaulage est moindre que pour les épicéas. En effet, il n'y a pas de différence marquée entre les circonférences des arbres des deux parcelles : dans la parcelle chaulée, elle est de 7.74 ± 1.93 cm et, dans le témoin, elle vaut 7.40 ± 4.02 cm.

Pour la longueur moyenne de la pousse sur les deux dernières années, elle est, de manière générale, plus importante pour les plants de la parcelle chaulée que pour ceux du témoin. Cette particularité ressort mieux pour l'année 2016 où la longueur moyenne de la pousse est multipliée par deux dans la parcelle amendée par rapport au témoin. Alors qu'en 2015, aucune différence n'est dégagée entre les deux parcelles.

En ce qui concerne les circonférences et les hauteurs des dominants, les mêmes tendances sont observées. La circonférence des dominants du témoin supplante celle de la parcelle chaulée, alors que pour la hauteur des dominants, c'est l'inverse. Les arbres dominants de la parcelle chaulée ont tendance à être plus élancés (moins larges et plus hauts) que ceux de la parcelle non chaulée (plus larges et moins hauts).

5.2.3 Conclusion

Les deux jeunes peuplements étudiés sont tous deux en bonne santé. En conséquence, un effet du chaulage sur l'état sanitaire n'est pas mis en évidence, contrairement à d'autres recherches (Nys, 1989 ; Belkacem & al., 1992 ; Bonneau & al., 1992 ; Renaud & al., 2009 ; Legout & al., 2016) qui se sont intéressées aux peuplements dépérissants.

De manière générale, le chaulage a un effet plus marqué sur les épicéas que sur les douglas. Ce qui est dû à une différence physiologique entre les deux espèces. Le chaulage a une répercussion sur la circonférence moyenne uniquement chez les épicéas. Il augmente leur circonférence de 140 % par rapport au témoin. Il influe la hauteur moyenne des arbres : une augmentation de 196 % pour les épicéas et de 135 % pour les douglas comparée à celle du témoin. Cette différence de hauteur provient d'une différence de vitalité entre les arbres chaulés ou non. Un autre paramètre qui témoigne de cette différence de vitalité est la longueur de la pousse. Elle est beaucoup plus longue dans la parcelle chaulée : un gain de 418 % et de 187 % respectivement pour les épicéas et les douglas.

La comparaison des longueurs de pousses de 2015 et de 2016 laisse apparaître que l'année 2016 a été plus favorable à la croissance des jeunes plants. Cette observation est confortée par le bilan climatologique annuel de l'IRM (Institut Royal Météorologique) qui classe l'année 2015 comme une année relativement chaude et sèche comparée à la normale (moyenne de 1981 à 2010). Tandis que l'année 2016 est caractérisée par des températures proches de la norme et une humidité plus abondante.

L'effet du climat se marque plus dans la parcelle amendée. Pour cette dernière, la croissance en 2015 a donc été limitée avant tout par le climat ce qui a entravé l'effet du chaulage. Alors que pour 2016, l'effet du chaulage est beaucoup plus marqué puisque la limitation de la croissance par le climat a disparu.

Par contre, en ce qui concerne la parcelle témoin, la croissance entre l'année 2015 et 2016 est comparable. Cela signifie que le climat n'influence pas la croissance. Elle est donc limitée par un autre facteur : la pauvreté du sol non amendé.

Pour la circonférence et la hauteur des dominants, ce sont les mêmes constats : pour les épicéas, l'amendement a un impact sur leur circonférence et leur hauteur, tandis que pour les douglas, l'effet se limite à leur hauteur. La circonférence chez les douglas est plus importante dans la parcelle témoin que dans celle chaulée. Cette situation découle de la compétition entre espèces qui est plus forte dans la parcelle amendée que dans le témoin (présence de genêts à balais commun dans la strate arbustive [voir Tableau 6]). Et donc la présence d'arbres plus élancés dans la parcelle amendée que dans le témoin est justifiée.

Différentes études ont analysé le gain de croissance suite au chaulage sur divers peuplements forestiers. Les études de Felhen & Picard (1994) et de Renaud & al. (2009b) montrent des gains de croissance radiale pour des épicéas semblables à ceux mesurés dans cette étude, bien qu'elles ont été menées sur des peuplements plus âgés. Malheureusement, aucune étude similaire n'existe sur des peuplements de douglas. De manière générale, peu de personnes se sont intéressées à l'impact du chaulage sur des jeunes peuplements et, même dans le cas contraire, elles se sont essentiellement focalisées sur des paramètres comme l'état sanitaire et la croissance radiale. Il est donc difficile de comparer nos résultats obtenus dans ce travail.

Toutefois, les mesures de hauteur et de longueur de pousses sont incontestablement en lien direct avec le gain de vigueur consécutif au chaulage comme avancé par différentes études (Nys, 1989 ; Felhen & Picard, 1994).

6. Impacts sur les cycles biogéochimiques

Le dernier objectif de ce travail est de montrer l'impact du chaulage sur les cycles biogéochimiques. Pour rappel, le silicium a été choisi comme élément traceur de modifications de l'altération des silicates suite à un amendement. Pour évaluer son influence, le silicium présent dans la solution du sol et dans la composition foliaire est étudié.

6.1 Silicium dans les sols

Le Tableau 9 reprend les teneurs en silicium extrait au CaCl_2 et à l'acétate de sodium dans les sols des différentes parcelles.

Pour l'extraction au CaCl_2 , nous observons que, quel que soit l'âge du peuplement et quelle que soit la parcelle (chaillée ou non), la concentration en silicium est relativement constante dans tout le profil de sol.

Pour les jeunes peuplements, la teneur en silicium (CaCl_2) est identique dans toutes les parcelles. Tandis que pour les vieux peuplements, il y a des différences significatives entre celles-ci. À savoir que, dans tous les horizons, les teneurs en silicium sont toujours plus faibles dans le site amendé en 1989 comparés aux autres. Pour les deux autres parcelles, les teneurs en silicium sont plus élevées pour l'horizon Oh et BC dans celle amendée en 2014, et pour l'horizon Ah, la concentration en silicium est légèrement supérieure dans le témoin.

Tableau 9. Teneur en silicium biodisponible extrait au CaCl_2 ($\text{Si}_{\text{CaCl}_2}$) et à l'acétate de sodium (Si_{ac}) dans les sols des différentes parcelles. Moyenne \pm écart-type (n=3). a, b et c : comparaison entre les sites. 1, 2 et 3 : comparaison entre les horizons.

Age du peuplement	Site	Horizon	$\text{Si}_{\text{CaCl}_2}$ (mg/kg)	Si_{ac} (mg/kg)
Vieux	Amendé en 1989	Oh	$9,21 \pm 2,28^{b,1}$	/
		Ah	$9,08 \pm 2,72^{b,1}$	/
		BC	$8,62 \pm 1,81^{b,1}$	/
	Amendé en 2014	Oh	$14,3 \pm 0,06^{a,1}$	/
		Ah	$13,1 \pm 1,00^{ab,1}$	27,7
		BC	$14,6 \pm 1,68^{a,1}$	/
	Témoin	Oh	$11,7 \pm 1,50^{ab,1}$	/
		Ah	$13,6 \pm 4,35^{a,1}$	21,0
		BC	$10,7 \pm 3,27^{ab,1}$	/
Jeune	Amendé en 2011	0-10	$9,13 \pm 1,38^{a,1}$	22,9
		10-20	$10,9 \pm 0,99^{a,1}$	31,4
	Témoin	0-10	$10,3 \pm 0,76^{a,1}$	20,9
		10-20	$10,5 \pm 0,63^{a,1}$	17,8

Contrairement à la première méthode d'extraction, celle à l'acétate de sodium témoigne que dans les jeunes peuplements, la concentration est plus élevée pour la parcelle chaulée que le témoin. L'horizon Ah du vieux peuplement amendé en 2014 est également supérieur à celui du témoin, alors que précédemment, ce n'était pas le cas. Comme l'extraction à l'acétate de sodium a été réalisée uniquement sur un échantillon maximum par parcelle, il est donc difficile de savoir si les différences de teneurs en silicium des parcelles sont dues à l'effet du chaulage ou à une variabilité intra-parcellaire.

Cornelis & al. (2011b) montrent des concentrations en silicium dissout dans la solution (extraction au CaCl_2) du sol assez similaires à celles révélées par cette étude : ils mesurent des concentrations entre 10 et 20 mg/kg de silicium pour les horizons de sol entre 0 et 20 cm. Cette recherche a pris également place sur un Cambisol comme la nôtre. Cependant, pour l'horizon Oh, leurs valeurs sont supérieures : 30-40 mg/kg de $\text{Si}_{\text{CaCl}_2}$. Cet écart pour l'horizon Oh peut provenir du fait que les essences forestières ne sont pas les mêmes : nos résultats correspondent à des peuplements majoritairement composés d'épicéas alors que ceux de Cornelis & al. (2011b) concernent des sols sous des peuplements d'hêtres, de douglas et de pins. Cornelis & al. (2010) montrent par ailleurs que la bioturbation (l'incorporation de minéraux silicatés dans l'horizon organique) est plus faible sous des peuplements d'épicéas que sous des hêtres, des douglas ou des pins, ce qui explique la différence de concentration constatée pour l'horizon Oh.

D'autres études se sont également intéressées à l'extraction du silicium soluble dans différents types de sols. De Lima Rodrigues & al. (2003) ont rassemblé les valeurs d'une série d'études concernant des Ferralsols et des Nitisols. Leurs résultats démontrent que l'acétate de sodium permet d'extraire une plus grande quantité de silicium (entre 0-509 mg/kg avec une concentration moyenne de 119 ± 9.5 mg/kg) que l'extraction au CaCl_2 , avec une gamme de valeurs allant de 3 à 109 mg/kg (avec une concentration moyenne de 34.4 ± 2.1 mg/kg). Henriot & al. (2008) se penchent également sur des Ferralsols et des Nitisols mais aussi des Andosols et des Cambisols présents sur le versant d'un volcan. Ils mesurent une concentration en silicium extrait au CaCl_2 et à l'acétate de sodium respectivement de 48 et 361 mg/kg pour le Cambisol.

Les différences de concentration en silicium entre ces deux études et la nôtre proviennent d'une différence en terme d'altération du sol. En effet, l'article de Henriot & al. (2008) met en évidence que, plus le niveau d'altération est élevé, plus la concentration en silicium est faible. Ceci peut donc être directement mis en relation avec le TRB (Tableau 5) qui, pour nos sols, est inférieur à celui de Henriot & al. (2008) ($70 < 246$ cmol_c/kg) et explique la raison de la faible concentration en silicium dans nos sols.

6.2 Comparaison des méthodes d'extraction du silicium

Lors de la comparaison des deux méthodes d'extraction du silicium, il ressort, dans un premier temps, que les concentrations en silicium extrait à l'acétate de sodium et à l'acide acétique mesurées sont plus importantes que celles extrait au CaCl_2 . Cela était attendu puisqu'une partie du silicium adsorbé est extrait, contrairement à l'extraction au CaCl_2 qui analyse uniquement la fraction de silicium soluble (Sauer & al., 2006).

La Figure 16 expose la régression linéaire entre ces deux méthodes. Le coefficient de détermination de la régression est de 0.74, preuve de leur lien. Les deux méthodes servent à extraire la fraction de silicium soluble, mais seule l'extraction à l'acétate de sodium permet d'extraire une partie de la fraction de silicium adsorbée. (Sauer & al., 2006).

De Lima Rodrigues & al. (2003) comparent également ces deux méthodes d'extraction. Leur coefficient de détermination est de 0.33. La différence entre leur coefficient de détermination et le nôtre peut résulter, d'une part, d'un nombre plus important d'échantillons traités (cent trente-et-un échantillons pour eux contre seulement six pour nous) et, d'autre part, d'un plus large panel de sols (Ferralsols, Nitisols et des sols à texture plus grossière pour eux contre un seul type de sol, Cambisol, pour nous).

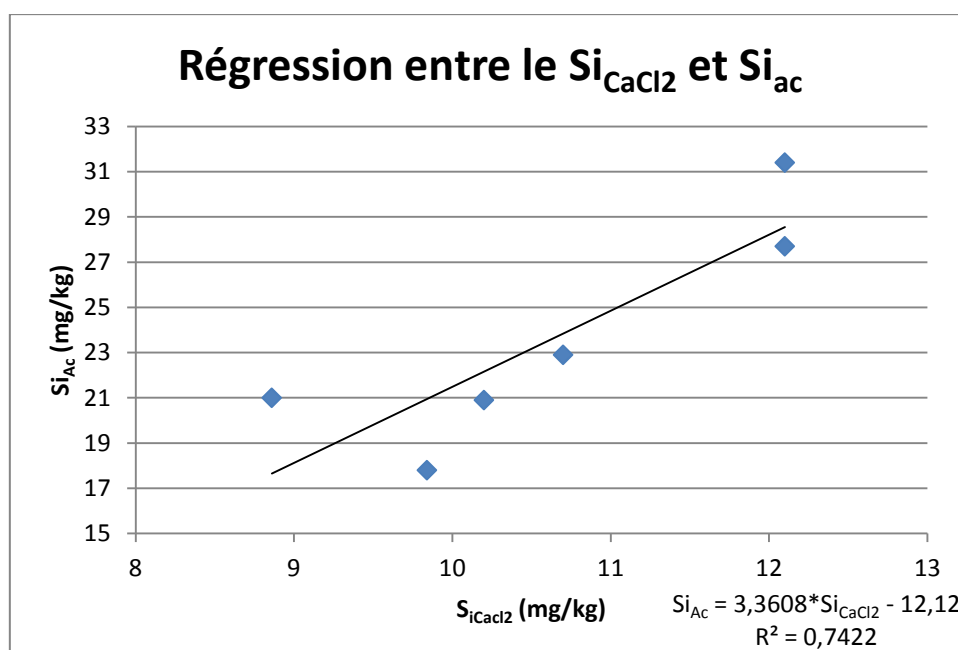


Figure 16. Régression entre les concentrations en silicium extrait au CaCl_2 et à l'acétate de sodium.

6.3 Silicium dans la biomasse

Le silicium présent dans les aiguilles des épicéas est mesuré dans les jeunes peuplements. Les résultats sont repris dans le Tableau 10 où la concentration en silicium est exprimée en pourcentage de phytolithes (SiO_2) par rapport au poids total. D'après les valeurs relevées, il n'y a aucune différence de concentration en phytolithes dans les aiguilles entre la parcelle chaulée et son témoin.

Tableau 10. Pourcentage de phytolithes (SiO_2) contenus dans les aiguilles par rapport au poids total - Moyenne \pm écart-type (n=3).

Site	SiO_2 (%)
<i>Amendé en 2011</i>	0,51 \pm 0,03
<i>Témoin</i>	0,49 \pm 0,02

D'autres études ont mesuré des concentrations en silicium plus élevées dans les aiguilles, comme par exemple, Carnelli & al. (2001) avec 0.85 % de SiO_2 ou Cornelis & al. (2010) avec 0.97 %, ou bien selon Hodson & al. (2005) avec une valeur moyenne de 1.36 %, voire qui varie entre 0.3 et 3.7 % selon Bartoli & Souchier (1978).

Une explication de cette différence de teneur en silicium dans les aiguilles est que la concentration varie en fonction de l'âge de celles-ci : les aiguilles en accumulent de plus en plus en vieillissant (Bartoli & Souchier, 1978 ; Wyttenbach & al., 1991). Par exemple, Wyttenbach & al. (1991) ont mesuré une concentration de 0.14 % en silicium lors de la première année, puis celle-ci augmente avec l'âge des aiguilles. Le fait que nous ayons récolté les aiguilles sur l'ensemble des différents plants, indifféremment de l'âge des aiguilles, a homogénéisé la concentration en silicium dans les différentes aiguilles.

Une autre explication peut être liée au niveau d'altération du sol. En effet, plus un sol est altéré, plus sa concentration en silicium est faible. La concentration en silicium dans la végétation est directement en rapport avec la concentration dans les sols. Plus le sol est altéré, moindre est le silicium dans la biomasse de sa végétation (Henriet & al., 2008). Les sites étudiés sont fortement altérés, et leurs concentrations en silicium assez faibles justifient le peu de silicium des aiguilles.

6.4 Conclusion

D'après ces résultats, nous pouvons conclure que dans les jeunes peuplements, le chaulage n'a pas d'effet sur les cycles biogéochimiques. Aucune différence n'est observée en termes de concentration en silicium dissout dans la solution du sol (CaCl_2) entre la parcelle amendée et son témoin. La teneur en silicium dans les aiguilles est aussi très semblable.

Pour les vieux peuplements, il est plus difficile de tirer une conclusion. D'un côté, nous avons la parcelle chaulée en 1989 pour laquelle le chaulage réduit la concentration en silicium. De l'autre, l'amendement augmente les teneurs en silicium dans les horizons Oh et BC de la parcelle chaulée en 2014 (Figure 17). Dans cette parcelle, il semblerait que le chaulage ait tendance à augmenter le relargage de silicium dissout, donc l'opposé de notre hypothèse de départ. Ce phénomène peut être expliqué par l'augmentation de pH qui entraîne une augmentation de solubilité du silicium. Néanmoins, nous observons ce comportement à des pH supérieurs à 9 (Frayse, 2007). Une autre hypothèse de réponse à cette augmentation peut être un flux de protons plus important dû à une activité biologique et racinaire plus intense, grâce aux bénéfices de l'amendement, entraînant ainsi une augmentation de l'altération des silicates.

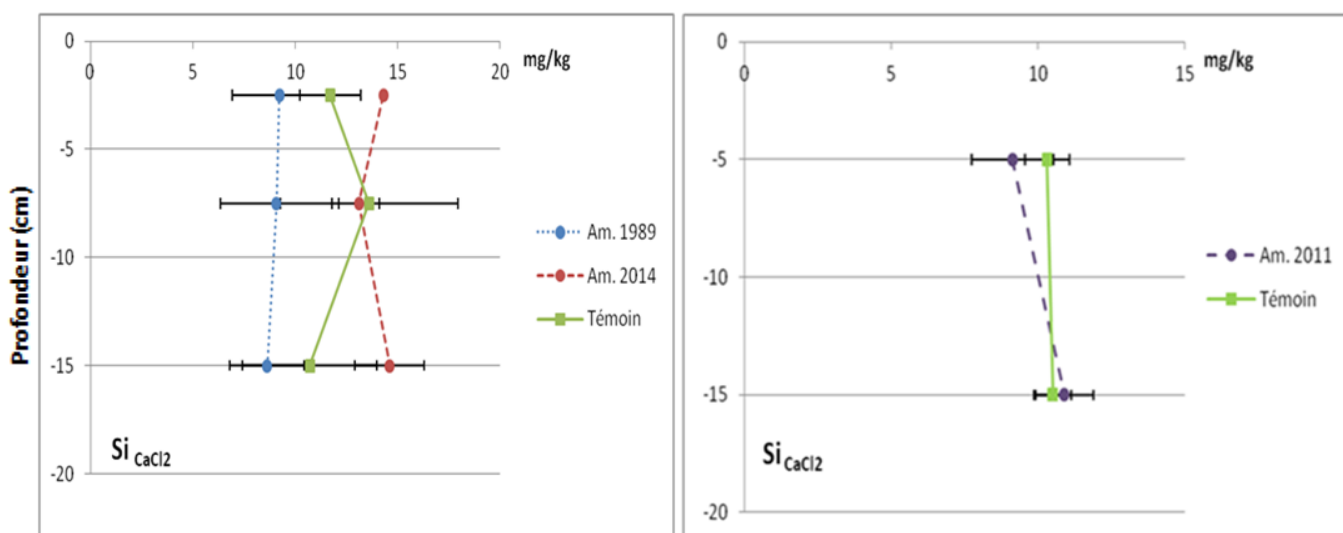


Figure 17. Effets moyens du chaulage sur le silicium biodisponible (CaCl_2), pour des vieux (gauche) et jeunes (droite) peuplements. Les sites chaulés sont représentés en pointillés et les témoins en traits pleins.

Bien que les différences soient significatives entre les parcelles des vieux peuplements, les variations ne sont, elles, que de quelques milligrammes de silicium par kilogramme de sol : les teneurs varient entre 8.6 et 14.6 mg de Si/kg. Cela reste donc relativement négligeable par rapport à la gamme de concentration rencontrée dans les sols (jusqu'à des valeurs supérieures à 100 mg de $\text{Si}_{\text{CaCl}_2}$ /kg).

Il n'y a donc, a priori, aucun impact du chaulage sur les taux d'altération des silicates et donc, in fine, sur le recyclage biologique du silicium. Une autre hypothèse émise pour comprendre le fait que l'on observe peu ou pas de différence de concentration en silicium suite au chaulage, est que la concentration en silicium au départ est d'un niveau très faible.

Conclusion générale et perspectives

Suite aux analyses réalisées dans le cadre de ce travail, l'influence d'un amendement calco-magnésien sur les propriétés physico-chimiques des sols forestiers habituellement reconnus est attestée. En effet, notre étude démontre que le chaulage réduit, d'une part, l'acidité des sols suite à l'apport de bases et, d'autre part, augmente la biodisponibilité des éléments, à savoir principalement les teneurs en calcium et en magnésium mais également celles en sodium et en potassium. Ces effets sont observables aussi bien dans les vieux peuplements que dans le jeune.

Néanmoins, contrairement aux autres éléments, nous observons une tendance inverse en ce qui concerne la biodisponibilité du phosphore pour la parcelle chaulée en 2014. Cette diminution s'explique par deux phénomènes : une augmentation de l'absorption du phosphore, grâce à la réduction des ions aluminiums sous forme libre (diminution de l'acidité) qui bloque son absorption et la formation de composés insolubles avec le calcium apporté. Cette réponse de l'écosystème, suite à l'amendement, reste particulière, puisqu'aucune autre étude n'a tiré de conclusions similaires. La plupart du temps la concentration en phosphore biodisponible n'est pas impactée par le chaulage.

Notre étude se porte également sur l'évolution de ces propriétés au cours du temps. Elle montre que la première année après l'épandage de dolomie, les effets de celui-ci sont très marqués. Ensuite, au fil du temps, le système se réacidifie naturellement et s'appauvrit à nouveau, avec un retour des propriétés du sol à leur état initial avant chaulage, comme constaté pour la parcelle amendée en 1989.

L'analyse phytosociologique conforte les résultats obtenus lors de l'analyse des sols. Une diminution de l'acidité du milieu s'observe par l'installation d'espèces indicatrices de milieux moins acides : neutroclines (*Epilobium angustifolium*), neutronitrophiles (*Urtica dioica*) et neutrocalcicoles (*Cypripedium calceolus*) ; alors que, avant chaulage, il n'y avait majoritairement que des espèces acidiphiles (*Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris*...) témoins d'un milieu très acide. Une augmentation du recouvrement des espèces est visible, surtout dans les jeunes plantations ; cela témoigne d'un milieu enrichi grâce à l'amendement qui permet le développement d'un plus grand nombre d'individus.

L'inventaire forestier montre l'intérêt de l'amendement sur les peuplements. Pour les plus vieux d'entre eux, un gain de vigueur des arbres s'observe grâce au chaulage. En effet, nous passons d'une classe de production faible à haute. Toutefois, cela nécessite un certain temps de réponse du système. Dans notre cas, le gain de croissance est uniquement présent pour la parcelle amendée en 1989. Pour les jeunes peuplements, le gain de vigueur possible grâce à l'amendement est aussi constaté, que ce soit au point de vue de la croissance radiale ou verticale (la hauteur et la longueur de pousse). Le chaulage n'a pas le même effet suivant l'essence, il est plus marqué sur les épicéas que sur les douglas. Le temps de réponse semble plus court pour les jeunes peuplements que pour les vieux : les effets du chaulage sont visibles pour la plantation de 2014, chaulée en 2011.

D'après les analyses de silicium réalisées sur les sols et sur les aiguilles, l'amendement calco-magnésien n'impacte pas le taux d'altération des silicates. En effet, nous retrouvons les mêmes teneurs en silicium dans le sol et dans les aiguilles que la parcelle soit chaulée ou non. Le chaulage n'a donc, a priori, pas d'effet sur les cycles biogéochimiques.

Notre étude est l'une des premières relative à l'influence du chaulage sur les cycles biogéochimiques. Elle permet d'ouvrir la voie à de nombreuses autres, et ce malgré le fait que nous n'ayons noté aucune influence de l'apport de dolomie sur le taux d'altération des minéraux silicatés. Il serait intéressant de l'étudier sur d'autres types de peuplements. En effet, l'essence forestière joue sur le fonctionnement du cycle du silicium (Cornelis & al., 2010 ; Cornelis & al., 2011b). Comme mentionné auparavant, les teneurs en silicium dans nos écosystèmes semblent relativement faibles. Des concentrations plus élevées permettraient peut-être de mettre en avant des variations plus importantes suite au chaulage. L'extractant du silicium utilisé influence l'interprétation. Il serait dès lors judicieux d'essayer d'autres types d'extractions du silicium afin de voir lequel permet de décrire au mieux le système.

Pour conclure, l'amendement calco-magnésien possède un certain nombre d'actions bénéfiques sur les sols et sur les peuplements forestiers comme constaté dans le cadre de cette étude. Les effets sur les sols diminuent avec le temps et entraînent une diminution de la qualité des paramètres de fertilité sur les parcelles. La question qui se pose ensuite est de savoir s'il y a un intérêt à réamender 20-30 ans plus tard, au vu de l'effet positif sur la productivité élevée de bois. En effet, des amendements trop fréquents pourraient avoir des conséquences négatives sur les écosystèmes, comme sur la biodisponibilité du phosphore ou encore sur la phytosociologie.

Bibliographie

- Angéli, N., Dambrine, E., Boudot, J. P., Vliville, D., Nys, C., Richter, C., ... & Leblond, S. (2009). Neutralisation de ruisseaux forestiers acides par amendement du bassin versant. Mise en relief des connaissances existantes avec des expérimentations dans le massif vosgien. *Revue Forestière Française* 61, 267-282.
- Baize, D. (2004). *Petit lexique de pédologie*. Paris : INRA.
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pédologie : 2e édition, revue et augmentée*. Editions Quae.
- Baize, D., & Girard, M. C. (2009). *Référentiel pédologique 2008*. Editions Quae.
- Bakker, M. R. (1999). Fine-root parameters as indicators of sustainability of forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 122(1), 7-16.
- Bakker, M. R., & Nys, C. (1999). Effects of lime-induced differences in site fertility on fine roots of oak. *Annals of forest science*, 56(7), 599-606.
- Barth, J.G. (2016). *Silicium : l'élément longtemps oublié des plantes terrestres*. En ligne http://www.soin-de-la-terre.org/wp-content/uploads/Silicium-l%C3%A9l%C3%A9ment-longtemps-oubli%C3%A9-des-plantes-terrestres-_Jean-Georges-Barth.pdf.
- Bartoli, F., & Souchier, B. (1978). Cycle et rôle du silicium d'origine végétale dans les écosystèmes forestiers tempérés. In *Annales des sciences forestières* (Vol. 35, No. 3, pp. 187-202). EDP Sciences.
- Bauhus, J., & Bartsch, N. (1996). Fine-root growth in beech (*Fagus sylvatica*) forest gaps. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(12), 2153-2159.
- Beaudin, I. (2006). Revue de littérature La mobilité du phosphore Version finale. *Pour le comité ad hoc Groupe mobilité phosphore. Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec (CRAAQ)*.
- Becker, M. (1987). Bilan de santé actuel et rétrospectif du sapin (*Abies alba* Mill.) dans les Vosges. Etude écologique et dendrochronologique. *Annales des sciences forestières*, 44(4), 379-402.
- Becker, M. (1992). Radial growth of mature silver firs (*Abies alba* Mill.) fertilized in 1969. Interaction of climate and competition. In *Tree rings and environment, Proceedings of the International Dendrochronological Symposium, Ystad, South Sweden, 3-9 septembre 1990. Lundqua Report*, 34, 17-21.
- Becker, M., Bonneau, M., & Le Tacon, F. (1992). Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. *Journal of Vegetation Science*, 3, 467-474.

- Becker, M., Lévy, G., & Lefevre, Y. (1996). Radial growth of mature pedunculate and sessile oaks in response to drainage, fertilization and weeding on acid pseudogley soils. *Annales des sciences forestières*, 53 (2-3), 585-594.
- Belkacem, S., Nys, C., & Gelhaye, D. (1992). Effets d'une fertilisation et d'un amendement sur l'immobilisation d'éléments dans la biomasse d'un peuplement adulte d'épicéa commun (*Picea abies* L Karst). *Annales des sciences forestières*, 49(3), 235-252.
- Biettlot, L. (2016). *Etude de l'impact d'un amendement de biochar sur le cycle du silicium en rizière (Vietnam)*. Mémoire de licence en sciences et technologies de l'environnement non publié, Université de Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux.
- Blum, W. E., de Baerdemaeker, J., Finkl, C. W., Horn, R., Pachepsky, Y., Shein, E. V., ... & Grundas, S. (2011). *Encyclopedia of agrophysics*. J. Gliński, J. Horabik, & J. Lipiec (Eds.). Springer Science & Business Media.
- Bonneau, M. (1972). Quelques résultats d'essai de fertilisation sur Épicéa dans le Massif central. *Revue Forestière Française*, 24(5), 354-363.
- Bonneau, M. (1989). Que sait-on maintenant des causes du «dépérissement» des forêts?. *Revue Forestière Française*, 41(5), 367-386.
- Bonneau, M., Gelpe, J., & Illy, G. (1972). Résultats de deux essais de fertilisation sur Pin maritime adulte dans les Landes. *Annales des Sciences Forestières*, 29(3), 353-367.
- Bonneau, M., Landmann, G., & Adrian, M. (1992). La fertilisation comme remède au dépérissement des forêts en sol acide: essais dans les Vosges. *Revue Forestière Française*, 44(3), 207-222.
- Bonneau, M., & Nys, C. (1997). Effets des amendements calci-magnésiques en forêt. *Compte rendu de l'Académie d'Agriculture Française* 83, 161-169.
- Bouchon, J. (1989). Dépérissement et croissance de l'épicéa dans les Vosges. *Journées de travail DEFORPA, Nancy-Paris, France*, 1, 3-4.
- Boulvain, F., & Pingot, J. L. (2017). *Une introduction à la géologie de la Wallonie*. En ligne sur le site de Université de Liège, Département de géologie <http://www.geolsed.ulg.ac.be/geolwal/geolwal.htm> consulté le 06/06/17.
- Canarache, A., Vintila, I. I., & Munteanu, I. (2006). *Elsevier's Dictionary of Soil Science: Definitions in English with French, German, and Spanish Word Translations*. Elsevier.
- Carnelli, A. L., Madella, M., & Theurillat, J. P. (2001). Biogenic silica production in selected alpine plant species and plant communities. *Annals of botany*, 87(4), 425-434.
- Chadwick, O. A., Hendricks, D. M., & Nettleton, W. D. (1987). Silica in duric soils: II. Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 51(4), 982-985.
- Chadwick, O. A., & Chorover, J. (2001). The chemistry of pedogenic thresholds. *Geoderma*, 100(3), 321-353.

- Chao, T. T., & Sanzolone, R. F. (1992). Decomposition techniques. *Journal of Geochemical Exploration*, 44(1-3), 65-106.
- Charlet, L. & Schlegel, M.L. (1999). La capacité d'échange des sols. Structures et charges à l'interface eau/particule. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 2, 7-24.
- Cheret, V., Dagnac, J., & Fromard, F. (1987). Le dépérissement du sapin dans les Pyrénées luchonnaises. *Revue Forestière Française* 39, 1, 12-24.
- Cornelis, J. T., Ranger, J., Iserentant, A., & Delvaux, B. (2010). Tree species impact the terrestrial cycle of silicon through various uptakes. *Biogeochemistry*, 97(2-3), 231-245.
- Cornelis, J. T., Delvaux, B., Georg, R. B., Lucas, Y., Ranger, J., & Opfergelt, S. (2011a). Tracing the origin of dissolved silicon transferred from various soil-plant systems towards rivers: a review. *Biogeosciences*, 8(1), 89-112.
- Cornelis, J. T., Titeux, H., Ranger, J., & Delvaux, B. (2011b). Identification and distribution of the readily soluble silicon pool in a temperate forest soil below three distinct tree species. *Plant and Soil*, 342(1-2), 369-378.
- Dambrine, E., & Tessier, D. (2001). Acidité et acidification des sols; une introduction. In: *Acidification des sols : origine, approche, enjeux et maîtrise* (pp. 1-2). Présenté au Colloque, Versailles, France.
- Delaporte, A. (2015). *Vers une compréhension fonctionnelle des dépérissements forestiers: étude du cas du hêtre (Fagus sylvatica L.) en forêt de Fontainebleau*. Thèse de doctorat, Université Paris Sud-Paris XI.
- De Lima Rodrigues, L., Daroub, S. H., Rice, R. W., & Snyder, G. H. (2003). Comparison of three soil test methods for estimating plant-available silicon. *Communications in soil science and plant analysis*, 34(15-16), 2059-2071.
- Duchaufour, P., & Guinaudeau, J. (1957). Une expérience de chaulage sur humus brut. *Annales de l'école nationale des Eaux et Forêts*, 15(2), 335-364.
- Duffey, J. (2001, avril). *Solution du sol et garniture ionique des complexes d'échange : évolution suite à l'acidification et au chaulage*. Communication présentée au colloque AFES - INRA, Versailles.
- Dulière, J. F., Carnol, M., Dalem, S., Remacle, J., & Malaisse, F. (1999). Impact of dolomite lime on the ground vegetation and on potential net N transformations in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) stands in the Belgian Ardenne. *Annals of Forest Science*, 56(5), 361-370.
- Dulière, J. F., De Bruyn, R., & Malaisse, F. (2000). Changes in the moss layer after liming in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand of Eastern Belgium. *Forest ecology and management*, 136(1), 97-105.
- Epstein, E. (1994). The anomaly of silicon in plant biology. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 91(1), 11-17.

- Epstein, E. (2009). Silicon: its manifold roles in plants. *Annals of Applied Biology*, 155(2), 155-160.
- Fehlen, N., & Picard, J. F. (1994). Influence de la fertilisation sur la végétation spontanée et la croissance radiale de l'épicéa commun (*Picea abies* (L) Karst) dans une plantation adulte des Ardennes françaises. *Annales des sciences forestières*, 51(6), 569-580.
- Fraysse, F. (2007). *Cycle biogéochimique du silicium dans les environnements superficiels continentaux: Impact des plantes terrestres* (Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III).
- Fraysse, F., Pokrovsky, O. S., Schott, J., & Meunier, J. D. (2006). Surface properties, solubility and dissolution kinetics of bamboo phytoliths. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70(8), 1939-1951.
- Gelpe, J., & Lefrou, G. (1986). Essai de fertilisation minérale sur Pin maritime à Mimizan (Landes). Résultats après la 26e année. *Revue Forestière Française*, 38(4), 394-400.
- Genot, V., Colinet, G., & Bock, L. (2006). La fertilité des sols agricoles et forestiers en Région wallonne. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique, 2007.
- Genot, V., Colinet, G., Brahy, V., & Bock, L. (2009). L'état de fertilité des terres agricoles et forestières en région wallonne (adapté du chapitre 4-sol 1 de 'L'Etat de l'Environnement wallon 2006-2007'). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 13(1), 121-138.
- GIEC. (2014). *5ème rapport du Giec sur les changements climatiques et leurs évolutions futures*. En ligne <http://leclimatchange.fr/les-elements-scientifiques/>.
- Girard, M. C., Walter, C., Rémy, J. C., Berthelin, J., & Morel, J. L. (2011). Sols et environnement-2e édition. Dunod.
- Godbold, D. L., Fritz, E., & Hüttermann, A. (1988). Aluminum toxicity and forest decline. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 85(11), 3888-3892.
- Guntzer, F., Keller, C., & Meunier, J. D. (2012). Benefits of plant silicon for crops: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(1), 201-213.
- Haysom, M. B. C., & Chapman, L. S. (1975). Some aspects of the calcium silicate trials at Mackay. In *Proceedings*.
- Henriet, C., De Jaeger, N., Dorel, M., Opfergelt, S., & Delvaux, B. (2008). The reserve of weatherable primary silicates impacts the accumulation of biogenic silicon in volcanic ash soils. *Biogeochemistry*, 90(2), 209-223.
- Herbillon, A. J. (1986). Chemical estimation of weatherable minerals present in the diagnostic horizons of low activity clay soils. In F.H. Beinroth, MN. Camargo, & H. Eswaran (Eds.), *Proceedings of the 8th International Clay Classification Workshop: Classification, Characterization and Utilization of Oxisols (part 1)* (pp.39-48). Rio de Janeiro : EMBRAPA.

- Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C., & Jaillard, B. (2003). Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review. *Plant and soil*, 248(1-2), 43-59.
- Hodson, M. J., White, P. J., Mead, A., & Broadley, M. R. (2005). Phylogenetic variation in the silicon composition of plants. *Annals of Botany*, 96(6), 1027-1046.
- Hopkins, W. G. (2003). *Physiologie végétale* (S. Rambour, Trad.). Bruxelles : De Boeck Supérieur.
- Huber, C., Kreutzer, K., Röhle, H., & Rothe, A. (2004). Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentrations in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management*, 200(1), 3-21.
- Hüttl, R. (1985). "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Institut fuer Bodenkunde und Waldernaehrungslehre der Albert-Ludwigs-Universitaet.
- Imaizumi, K., & Yoshida, S. (1958). Edaphological studies on silicon supplying power of paddy soils. *Bulletin of the National Institute of Agricultural Sciences*, 8, 261-304.
- Institut Royal Météorologique, IRM. (s.d.). *Bilan climatologique annuel, 2016*. En ligne http://www.meteo.be/resources/climateReportWeb/bilan_climatologique_annuel_2016.pdf.
- International Union of Soil Sciences (IUSS), WGW. (2006). World reference base for soil resources 2006. *World Soil Resources Reports*, 103.
- Jaillard, B. (2001). Flux de protons dans la rhizosphère et acidification des sols. In *Colloque Acidification des Sols, INRA, Versailles*.
- Johnson, A. H., & Siccama, T. G. (1983). Acid deposition and forest decline. *Environmental science & technology*, 17(7), 294A-305A.
- Jonard, M., André, F., Giot, P., Weissen, F., Van der Perre, R., & Ponette, Q. (2010). Thirteen-year monitoring of liming and PK fertilization effects on tree vitality in Norway spruce and European beech stands. *European journal of forest research*, 129(6), 1203-1211.
- King, D., Citeau, L., Bispo, A., & Bardy, M. (2008). *Gestion durable des sols*. Editions Quae.
- Labanowski, J. (2004). *Matière organique naturelle et anthropique: vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation*. Thèse de doctorat en chimie et microbiologie de l'eau non publiée, Université de Limoges, Limoges
- Landmann, G., Bonneau, M., & Adrian, M. (1987). Le dépérissement du Sapin pectiné et de l'Epicéa commun dans le massif vosgien est-il en relation avec l'état nutritionnel des peuplements?. *Revue Forestière Française*, 39(1), 5-11.

- Landmann, G. (1988). Evaluation de l'incidence des conditions écologiques sur le dépérissement et premiers résultats d'une approche symptomatologique. *Journées de travail DEFORPA, Nancy*, 24-26.
- Landmann, G. (1994). Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Rev. For. Fr*, 46(5), 405-415.
- Laurent, C., & Lecomte, H. (2004) La santé des Forêts. *Res. For.*, 3(1), 1-6.
- Lebourgeois, F., Becker, M., & Bonneau, M. (1993). Influence d'une fertilisation minérale sur la croissance radiale de sapinières dépérissantes dans les Vosges. *Revue Forestière Française* 45, 639-650.
- Legout, A., Nys, C., Didier, S., & Richter, C. (2016). Le réseau Amendement pour le suivi sur le long termes de la restauration ou du maintien de la fertilité en forêt. *Rendez-vous Techniques*, 51-52(1), 19-28.
- Le Tacon, F., & Oswald, H. (1977). Influence de la fertilisation minérale sur la fructification du Hêtre (*Fagus sylvatica*). *Annales des Sciences forestières*, 34(2), 89-109.
- Lévy, G. & Becker, M. (1987). Le dépérissement du sapin dans les Vosges: rôle primordial de déficits d'alimentation en eau. *Annales des sciences forestières*, 44(4), 403-416.
- Ma, J. F. (2003). Functions of silicon in higher plants. In *Silicon biomineralization* (pp. 127-147). Springer Berlin Heidelberg.
- Małek, S., Martinson, L., & Sverdrup, H. (2005). Modelling future soil chemistry at a highly polluted forest site at Istebna in Southern Poland using the "SAFE" model. *Environmental Pollution*, 137(3), 568-573.
- Manion, P. D. (1981). *Tree disease concepts*. Prentice-Hall, Inc..
- Massenet, J. Y. (2013). *Chapitre V : Chimie du sol (5ème version)*. En ligne <http://jymassenet-foret.fr/cours/pedologie/PEDO5.pdf>.
- MétéoBlue. (s.d.). *Climat Taille Martin*. En ligne https://www.meteoblue.com/fr/meteo/prevision/modelclimate/taille-martin_belgique_2785855 consulté le 06/06/17.
- Merelle F. (1998). *L'analyse de terre aujourd'hui*. Nantes, France : GEMAS.
- Misson, L., de Warnaffe, G. D. B., & Jonard, M. (2001). Effects of fertilization on the vascular ground vegetation of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) stands. *Annals of forest science*, 58(8), 829-842.
- Nageleisen, L. M. (1993). Les dépérissements d'essences feuillues en France. *Revue Forestière Française*, 45(6), 605-620.
- Nys, C. (1989). Fertilisation, dépérissement et production de l'épicéa commun (*Picea abies*) dans les Ardennes. *Revue Forestière Française*, 41(4), 336-347.

- Pansu, M., & Gautheyrou, J. (2006). Exchangeable acidity. *Handbook of Soil Analysis: Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*, 677-686.
- Picard, J. F., Becker, M., & Lebourgeois, F. (1993). Modifications de la flore et de l'humus induites par un apport de calcium dans différents écosystèmes forestiers du nord-est de la France. In Nys C.(Ed.), *Forêts et amendements calcaires*, Inra, Champenoux, 61-73.
- Picard, J. F. Becker, M., Nys, C., & Dupouey, J. L. (1999). Évolution à moyen terme de la croissance radiale de l'épicéa et du hêtre en relation avec la fertilisation/amendement: analyse dendroécologique. *Revue Forestière Française*, 51(2), 197-218.
- Ponette, Q., Frankart, R., Poma Rojas, W., & Petit, C. (1991). Évolution physico-chimique d'un sol brun acide ardennais sous hêtraie suite à l'apport d'amendements minéraux. *Pédologie*, 41, 89-100.
- Ranger, J., Ahamed, D. M., & Gelhaye, D. (1994). Effet d'un amendement calco-magnésien associé ou non à une fertilisation, sur le cycle biogéochimique des éléments nutritifs dans une plantation d'épicéa commun (*Picea abies* Karst) dépérissante dans les Vosges. *Annales des sciences forestières*, 51(5), 455-475.
- Renaud, J. P. (2002). Première évaluation de la sensibilité des peuplements forestiers aux tempêtes à partir des dommages subis par le réseau européen. *Les Cahiers du DSF*, 1, 81-84.
- Renaud, J. P., Picard, J. F., Dupouey, J. L., & Nys, C. (2009a). Influence De l'Amendement sur la composition et la dynamique du cortège floristique pour des peuplements situés sur sols Acides. *Rev For Fr* 61, 251-266.
- Renaud JP, Picard JF, Richter C, Legout A, Nys C (2009b). Amendements calco-magnésiens et fonctionnement écologique : bilans des expériences conduites dans l'Est de la France (massif vosgien et Ardennes). *Rev For Fr*, 61(3), 283–300.
- Reynolds, O. L., Keeping, M. G., & Meyer, J. H. (2009). Silicon-augmented resistance of plants to herbivorous insects: a review. *Annals of Applied Biology*, 155(2), 171-186.
- Robert, M. (2002). *La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion de terres* (Rapport sur les ressources en sols du monde 96). Paris, France : INRA.
- Sauer, D., Saccone, L., Conley, D. J., Herrmann, L., & Sommer, M. (2006). Review of methodologies for extracting plant - available and amorphous Si from soils and aquatic sediments. *Biogeochemistry*, 80(1), 89-108.
- Ségalen, P. (1973). *L'aluminium dans les sols*. Paris : ORSTOM, (22), 281 p. (Initiations-Documentations Techniques ; 22).
- Service géologique de Wallonie. (s.d.). *Carte Géologique de Wallonie*. En ligne <http://carto1.wallonie.be/geologie/viewer.htm> consulté le 06/06/17.

- Shreeja, D. (s.d.). *Chemistry of hydrogen and aluminium in the development of soil acidity*. En ligne <http://www.soilmanagementindia.com/soil-acidity/chemistry-of-hydrogen-and-aluminium-in-the-development-of-soil-acidity/2122> consulté le 27/07/17.
- Sleutel, S., De Neve, S., Singier, B., & Hofman, G. (2007). Quantification of organic carbon in soils: a comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(19-20), 2647-2657.
- Sommer, M., Kaczorek, D., Kuzyakov, Y., & Breuer, J. (2006). Silicon pools and fluxes in soils and landscapes—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169(3), 310-329.
- Thomas, G.W. (1996). Soil pH and soil acidity. In Sparks D.L. & al. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 3 - Chemical methods* (pp. 475-490). Madison: Soil Science Society of America Book Ser. 5.
- Toutain, F., Diagne, A., & Le Tacon, F. (1988). Possibilités de modification du type d'humus et d'amélioration de la fertilité des sols à moyen terme en hêtraie par apport d'éléments minéraux. *Rev For Fr*, 40(2), 99-107.
- Tubaña, B. S., Babu, T., & Datnoff, L. E. (2016). A Review of Silicon in Soils and Plants and Its Role in US Agriculture: History and Future Perspectives. *Soil Science*, 181(9/10), 393-411.
- Tubaña, B. S., & Heckman, J. R. (2015). Silicon in soils and plants. In Rodrigues, F. A., & Datnoff, L. E. (Eds.), *Silicon and Plant Diseases* (pp. 7-51). Springer International Publishing.
- Tunesi, S., Poggi, V., & Gessa, C. (1999). Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53(3), 219-227.
- Ulrich, B. (1995). The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. *Environmental Reviews*, 3(3-4), 262-276.
- Van Breemen, N., Mulder, J., & Driscoll, C. T. (1983). Acidification and alkalinization of soils. *Plant and soil*, 75(3), 283-308.
- Van Praag, H. J., & Weissen, F. (1986). Foliar mineral composition, fertilization and dieback of Norway spruce in the Belgian Ardennes. *Tree physiology*, 1(2), 169-176.
- Van Praag, H. J., Weissen, F., Sougnez-Remy, S., & Carletti, G. (1985). Aluminium effects on spruce and beech seedlings. *Plant and Soil*, 83(3), 339-356.
- Van Praag, H. J., Weissen, F., Dreze, P., & Cogneau, M. (1997). Effects of aluminium on calcium and magnesium uptake and translocation by root segments of whole seedlings of Norway spruce (*Picea abies* Karst.). *Plant and Soil*, 189(2), 267-273.
- Vennetier, M. (2012). Changement climatique et dépérissements forestiers: causes et conséquences. In A. Corvol (Ed.), *Changement climatique et modification forestière* (pp 50-60), Paris : CNRS.
- Von Wandruszka, R. (2006). Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. *Geochemical transactions*, 7(1), 6.

- Wedepohl, K. H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 59(7), 1217-1232.
- Weissen, F. (1976). La fertilisation forestière en Ardenne: une mise au point. *Pédologie*, 26(3), 292-309.
- Weissen, F., & Maréchal, P. (1991). Le sol, un composant stabilisateur de l'écosystème forestier ardennais. *Pédologie*, 41, 69-87.
- Weissen, F., Van Praag, H. J., André, P., & Maréchal, P. (1992). Causes du dépérissement des forêts en Ardenne: observations et expérimentation. *Silva Belgica*, 99(1), 9-13.
- Wells, C. G., & Metz, L. J. (1963). Variation in nutrient content of loblolly pine needles with season, age, soil, and position on the crown. *Soil Science Society of America Journal*, 27(1), 90-93.
- Wyttenbach, A., Tobler, L., & Bajo, S. (1991). Silicon concentration in spruce needles. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 154(4), 253-258.

Annexes

Annexe 1. Protocoles d'extraction du silicium du sol

Protocole d'extraction du silicium du sol au CaCl_2 (adapté de Haysom & Chapman, 1975)

- Préparer une solution de CaCl_2 0.01 M \Rightarrow 1.10984 g/l de CaCl_2 ou 1.4702 g/l de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
- Peser 5.0 g de sol (< 2 mm) dans un tube en plastique à centrifuger et ajouter 50 ml de la solution d'extraction de CaCl_2 0.01 M (rapport 1:10).
- Agiter pendant cinq heures et centrifuger ensuite à 3000 tr/min durant dix minutes.
- Filtrer le surnageant à l'aide d'un filtre *Whatman* 602 H 1/2 (membrane en cellulose, dont la taille des pores est de 4-7 μm).
- Si le dosage du silicium n'est pas réalisé tout de suite, ajouter 0.100ml de HNO_3 7 M et placer les solutions en chambre froide, afin d'éviter le développement de micro-organismes.

Protocole d'extraction du silicium sol à l'acétate de sodium et à l'acide acétique (adapté de Imaizumi & Yoshida, 1958)

- Préparer la solution à l'acétate de sodium et à l'acide acétique (0.18 M NaOAc + 0.87 M CH_3COOH) \Rightarrow 14.800 g/l $\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2$ (ou 24.494 g/l de $\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) + 49.2 ml d'acide acétique dissout dans un ballon d'un litre avec de l'eau distillée. Le pH est ajusté à 4 par l'ajout d'acide acétique.
- Peser 5.0 g de sol (< 2 mm) dans un tube en plastique à centrifuger et ajouter 50 ml de la solution d'extraction d'acétate de sodium et d'acide acétique (rapport 1:10).
- Agiter pendant cinq heures et centrifuger ensuite à 3000 tr/min durant dix minutes.
- Filtrer le surnageant à l'aide d'un filtre *Whatman* 602 H 1/2 (membrane en cellulose, dont la taille des pores est de 4-7 μm).

Annexe 2. Protocole de fusion alcaline d'un échantillon végétal.

Protocole : Si total par fusion alcaline (1000°C) sur un échantillon végétal (Bietlot, 2016 adapté de Henriot & al., 2008 ; Chao & Sanzolo, 1992)

Réalisation de la perte à feu :

- Placer les creusets en porcelaine dans une étuve à 105°C durant quarante-cinq minutes, de façon à éliminer l'eau résiduelle contenue dans ceux-ci.
- Peser les creusets en porcelaine secs après les avoir mis trente minutes dans un dessiccateur pour les laisser refroidir.
- Mettre sécher la matière végétale (+/- 1.5 g) à 60°C dans une étuve pendant un à trois jours pour avoir la matière sèche (MS) de l'échantillon végétal (le creuset est pesé après refroidissement dans le dessiccateur).
- Mettre chauffer au four progressivement par pas de 100°C toutes les heures jusqu'à 450° pendant 24 heures. Et ensuite chauffer le four jusqu'à 950°C pour une période de 24 heures.

00 h (t0) - 100°C

01 h - 200°C

02 h - 300°C

03 h - 450°C pendant 24 h

27 h - 950°C pendant 24h (tf)

- Mettre les échantillons chauds à la sortie du four dans le dessiccateur pour les refroidir.
- Peser ensuite les échantillons (la différence entre la masse initiale et finale = perte à feu).

Réalisation de la fusion alcaline :

- Pour éviter les contaminations, la vaisselle est lavée à l'eau distillée puis à HNO₃ 2M. L'eau utilisée pour diluer HNO₃ 14M est de l'eau milliQ.
- Prise de 40 mg du résidu obtenu lors de la perte à feu.
- L'échantillon est mis dans un creuset de graphite avec 1.8 g de métaborate de lithium (LiBO₂) et 0.4 g de tétraborate de lithium (Li₂B₄O₇). La pesée doit être consciencieuse (la balance vérifiée et ses vitres fermées entre chaque mesure). L'ensemble doit être mélangé de façon la plus homogène possible en prenant soin de ne rien enlever du creuset en graphite pour ne pas fausser la mesure de la pesée.
- Les creusets en graphite sont disposés dans le four (trois à la fois maximum). Le four a été préalablement porté à 1000°C. Une fois les trois creusets insérés à l'aide d'une pince et de gants, il faut attendre la stabilisation du four à la température de 1000°C, puis cinq minutes de fusion.

- Durant l'attente, trois erlenmeyers contenant 60 - 70 ml de HNO_3 2 M sont mis à chauffer entre 100 - 150°C sur une plaque agitatrice chauffante.

- Après cinq minutes, les creusets en graphite sont enlevés du four et disposés sur un support résistant à la température. Par refroidissement, les creusets redeviennent noirs et le pellet rouge, dans chacun d'entre eux, s'arrondit et se colore d'un gris métallique.

- Une fois le pellet froid, celui-ci est mis du creuset en graphite dans l'erlenmeyer sans autre transvasement pour éviter les contaminations. Plus le transfert est rapide, plus la dilution le sera aussi (l'utilisation d'une pince est recommandée si le creuset est trop chaud).

- Sous agitation assez importante, le pellet se dissout (le temps de dissolution est de dix à quinze minutes pour des sols.)

! L'ensemble du dispositif est mis sous hotte à cause des vapeurs. L'agitation est réglée de manière à être assez vive, sans pour autant provoquer des éclaboussures.

- Après dilution, la solution est transvasée dans un ballon de jauge de 100 ml, muni d'un entonnoir.

! Attention, selon la concentration de silicium dans la solution, si celle-ci refroidit, il se peut que des cristaux de silice apparaissent par précipitation.

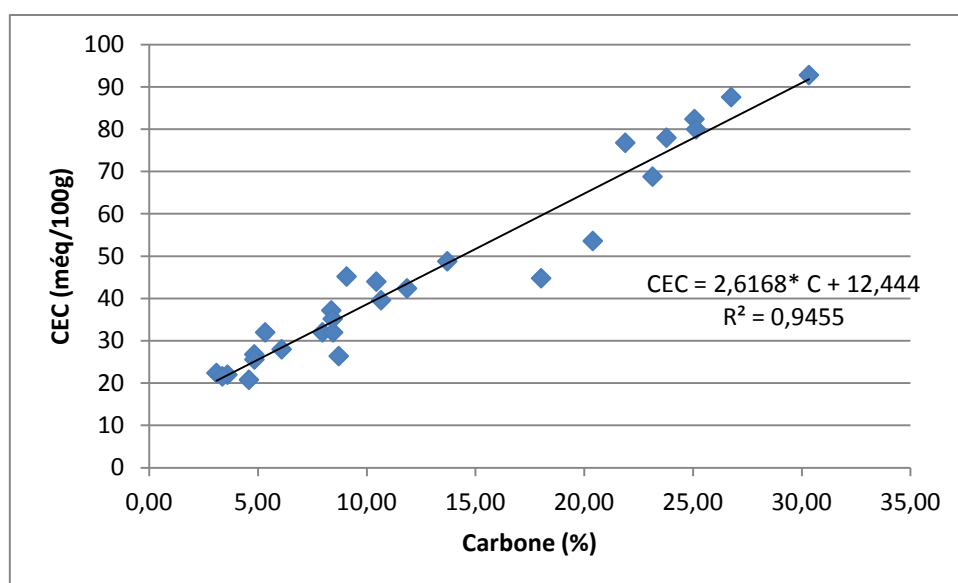
- Le ballon est porté au trait avec du HNO_3 2M, le tout en rinçant (trois fois idéalement) l'erlenmeyer, l'entonnoir et l'agitateur pour éviter les pertes dans le système. Le ballon est agité puis mis dans un contenant en plastique en attendant les analyses.

! S'il y a un délai entre la mise en contenant et les analyses, les échantillons sont réchauffés au bain-marie/ultrasons pour remettre en solution tous les cristaux de silice éventuels.

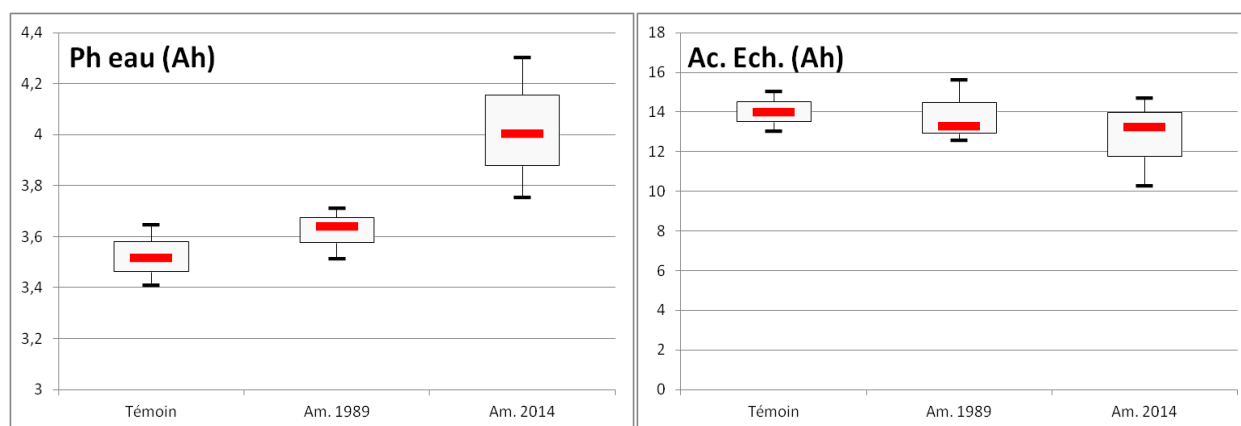
Annexe 3. Résultats de l'analyse granulométrique au laboratoire de La Hulpe.

Nom	Horizon	Carbone org	Humus	Argile	Limon fin	Limon grossier	Limon total	Sable fin	Sable grossier	Sable total	Indice de battance	Texture
		g/kg	%	%	%	%	%	%	%	%		
<i>Broca</i>	Ah	62,71	12,54	20,25	26,86	24,38	51,25	11,36	17,14	28,50	0,402	limon fin
<i>Broca</i>	BC	32,46	6,49	20,63	27,37	22,22	49,59	10,09	19,69	29,78	0,675	limon
<i>HeidA</i>	Ah	92,20	18,44	20,69	31,03	23,39	54,42	5,70	19,19	24,90	0,312	limon fin
<i>HeidA</i>	BC	48,56	9,71	22,50	29,46	23,32	52,77	5,63	19,10	24,73	0,516	limon fin
<i>TémoinV</i>	Ah	75,14	15,03	23,03	27,38	24,34	51,71	10,83	14,43	25,26	0,342	limon fin
<i>TémoinV</i>	BC	35,50	7,10	23,72	24,91	22,93	47,84	10,23	18,20	28,44	0,576	limon
<i>GriseH</i>	Top	101,80	20,36	23,90	29,21	26,56	55,77	7,33	13,00	20,33	0,280	limon fin
<i>GriseH</i>	Down	88,21	17,64	24,13	29,31	25,43	54,73	6,83	14,31	21,13	0,314	limon fin
<i>TémoinJ</i>	Top	119,30	23,86	26,41	27,29	19,37	46,65	8,22	18,71	26,94	0,209	limon
<i>TémoinJ</i>	Down	97,28	19,46	27,62	25,97	19,79	45,75	8,67	17,96	26,63	0,242	limon argileux

Annexe 4. Régression entre le taux de carbone organique et la CEC.



Annexe 5. Évolution du pH eau et de l'acidité d'échange en fonction du temps depuis l'apport dans l'horizon Ah.



Annexe 6. Évolution du TSB, Mg, Ca et P en fonction du temps depuis l'apport pour l'horizon Ah et BC.

