HAL open science

Intensification des itinéraires sylvicoles et des récoltes : implication pour la durabilité des systèmes

Laurent Augusto, David Achat, V. Boulanger, Didier Canteloup, Guy Landmann, Arnaud A. Legout, Céline Meredieu, Christophe Plomion, N. Pousse, Jacques J. Ranger, et al.

To cite this version:

Laurent Augusto, David Achat, V. Boulanger, Didier Canteloup, Guy Landmann, et al.. Intensification des itinéraires sylvicoles et des récoltes : implication pour la durabilité des systèmes. Innovations Agronomiques, 2014, 41, pp.13-30. hal-02632901

HAL Id: hal-02632901

https://hal.inrae.fr/hal-02632901

Submitted on 27 May 2020

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

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

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Innovations Agronomiques 41 (2014), 13-30

Intensification des itinéraires sylvicoles et des récoltes : implication pour la durabilité des systèmes

Augusto L.[1], Achat D.[1], Bakker M.[1], Boulanger V.[2], Canteloup D.[2], Landmann G.[3], Legout A.[4], Meredieu C.[5], Plomion C.[5], Pousse N.[2], Ranger J.[4], Trichet P.[1]

[1] UMR 1391 ISPA, INRA, Bordeaux Sciences Agro, F-33883 Villenave d'Ornon
[2] Office National des Forêts, département R&D
[3] GIP-ECOFOR, F-76116 Paris
[4] UR 1138 BEF, INRA, F-54280 Champenoux,
[5] UMR 1202 BIOGECO, INRA, F-33610 Cestas

Correspondance : laugusto@bordeaux.inra.fr

Résumé

L'augmentation de la production forestière pose la question de sa durabilité. Dans le présent document, nous présentons plusieurs modifications de gestion destinées à augmenter la récolte de biomasse et nous en évaluons les impacts possibles sur la fertilité des écosystèmes. Une première approche pour augmenter la productivité consiste à augmenter par divers moyens la récolte de biomasse. Les rémanents (houppiers ; souches ; racines) et de petits bois (d < 7 cm) constituent un gisement de biomasse. Toutefois, leur récolte peut conduire à des pertes très importantes de nutriments, notamment lorsqu'il s'agit de récolte incluant le feuillage et les branches les plus fines. Les raccourcissements des itinéraires peuvent occasionner des perturbations plus fréquentes de l'écosystème, alors que les substitutions d'essences en modifient le fonctionnement. Une seconde approche consiste à soutenir la croissance des arbres en apportant des nutriments. L'utilisation d'engrais de synthèse devenant, de manière tendancielle, toujours plus onéreuse, nous évaluons les avantages et les risques de l'utilisation de produits résiduaires (principalement des cendres de bois ou des boues d'épuration). Ils ont pour principaux avantages de permettre le recyclage et d'être peu chers. Ils peuvent néanmoins provoquer des désordres dans le fonctionnement des écosystèmes et, à fortes doses, des pollutions.

Mots-clés : production, nutriments, fertilité, gestion, récolte, biomasse, forêts.

Abstract: Intensifying forest management and biomass harvests: consequences for sustainability

There are different ways enabling increased productivity of forests, but some of them could be deleterious to the long-term capability of ecosystems to sustain production of biomass. A first approach to improve forest yield is to increase biomass harvests. The harvest residues (canopies, stumps, roots) and small trees (d < 7 cm) constitute an interesting source of biomass. However, they also represent an important amount of nutrients. Their export, particularly when foliage and the smallest branches are involved, may impoverish the ecosystem. Shortening forest rotations may increase the occurrence of disturbances for the ecosystem, while changing the main tree species may modify its functioning. A second approach to improve forest yield consists in applying nutrients to the soil in order to make the trees growth faster. Because the use of synthetic fertilizers is becoming more and more expensive, we have focussed on the use of waste products (mainly wood ashes and sludge). Their main advantages are their low cost and the opportunity to recycle them in a useful way. They may, however, cause disorders in the functioning of ecosystems and pollution when applied at high rate.

Keywords: production, nutrients, fertility, management, harvest, biomass, forests

1. Pourquoi intensifier ?

Cet article vise à quantifier les possibles conséquences sur la durabilité des écosystèmes de l'intensification de la gestion forestière. Mais est-il fondé de vouloir intensifier ? Pour répondre à cette question, il faut se replacer dans le contexte actuel d'un monde en mutation. Ce contexte étant largement abordé dans un autre article (« *Dans le contexte national mais aussi mondial, doit-on augmenter la productivité forestière ?* », (Guehl, 2014), nous ne présenterons que ses grandes lignes.

La population mondiale ne cesse de croître et, dans le même temps, le niveau de vie moyen de chaque habitant augmente aussi. Il résulte mécaniquement[1] de ces évolutions que les besoins en énergie, en produits alimentaires et en produits non-alimentaires sont toujours plus importants. Les écosystèmes sont, de ce fait, soumis à des pressions croissantes, notamment une pression pour intensifier la gestion. Les écosystèmes forestiers n'échappent pas à cette tendance.

La production annuelle de biomasse végétale est le résultat d'une productivité, associée à une surface :

Eq.1	Production (Mg/an)	=	Productivité (Mg/ha/an)	×	Surface (ha)

Une solution simple pour augmenter une production est donc d'augmenter la surface de production. Toutefois, les usages des terres étant de longue date en conflit (Pongratz *et al.*, 2008), un scénario impliquant une extension massive des terres forestières parait peu probable, dans les zones facilement exploitables. Il subsiste alors la possibilité d'accroître, au sens large, la productivité. L'accroissement de la productivité peut être obtenu *1)* en augmentant le taux de récolte de la biomasse et/ou *2)* en augmentant le rythme d'accroissement de la biomasse sur pied (Nicholls *et al.*, 2009). Les pratiques de gestion associées à l'intensification des récoltes et à l'intensification des itinéraires sylvicoles modifient le fonctionnement des écosystèmes forestiers ; dans certains cas, elles le perturbent.

2. Effets de l'intensification des récoltes

Classiquement, la biomasse forestière exportée pour le bois d'œuvre (BO) ou pour le bois dit d'industrie ou d'énergie (BI ; BE) concerne le tronc et les branches des arbres jusqu'à la découpe dite « bois fort[2] ». Afin d'augmenter la quantité de biomasse récoltée, les gestionnaires envisagent de récolter également les troncs et arbres de faible diamètre, les branches, le feuillage, la souche, ou les racines (Walmsley et Godbold, 2010 ; Hyvonën *et al.*, 2012). La stratégie est clairement d'*exploiter le gisement* de rémanents qui, par définition, sont laissés sur place en sylviculture conventionnelle après récolte du tronc de bois fort. Dans certains cas, la stratégie est poussée au-delà de l'arbre avec pour objectif de racler la litière forestière ou de récolter le sous-bois (Albaugh *et al.*, 2012 ; Nunez-Regueira *et al.*, 2005).

2.1 Distribution de la biomasse et des éléments nutritifs dans les arbres

2.1.1 Distribution de la biomasse

Passés les stades les plus juvéniles, la façon dont la biomasse[3] d'un arbre se répartit dans ses différents compartiments est, pour une essence donnée, relativement stable. L'exemple du pin maritime (Figure 1) indique ainsi que, arrivés à maturité, les arbres ont plus de la moitié de leur biomasse dans leur tronc. Les parts du houppier (branches + feuillage) et du système racinaire (souche + pivot + autres

[1] Une alternative est de chercher à rendre les activités humaines plus économes en énergie et en produits. Nous reconnaissons le caractère opportun d'une stratégie de rationalisation des ressources, qui n'est par ailleurs pas incompatible avec une stratégie d'optimisation de gestion des écosystèmes. Toutefois, dans la présente discussion, nous n'aborderons que les conséquences d'une intensification de la gestion des écosystèmes forestiers.

[2] Bois fort : tige de bois d'au moins 7 cm de diamètre. Pour plus de définitions, voir le n° IF 24 de l'IGN : http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/IF24_bois-energie_web.pdf

[3] Dans l'ensemble du texte et des figures, les chiffres sont rapportés à la biomasse sèche.

racines) constituent l'autre part importante de la biomasse, avec une contribution relative (Figure 1), et une biomasse, qui croissent avec le développement de l'arbre en faveur du système racinaire. Ces chiffres supportent l'idée qu'il y a effectivement des gisements de biomasse inexploités en forêt.

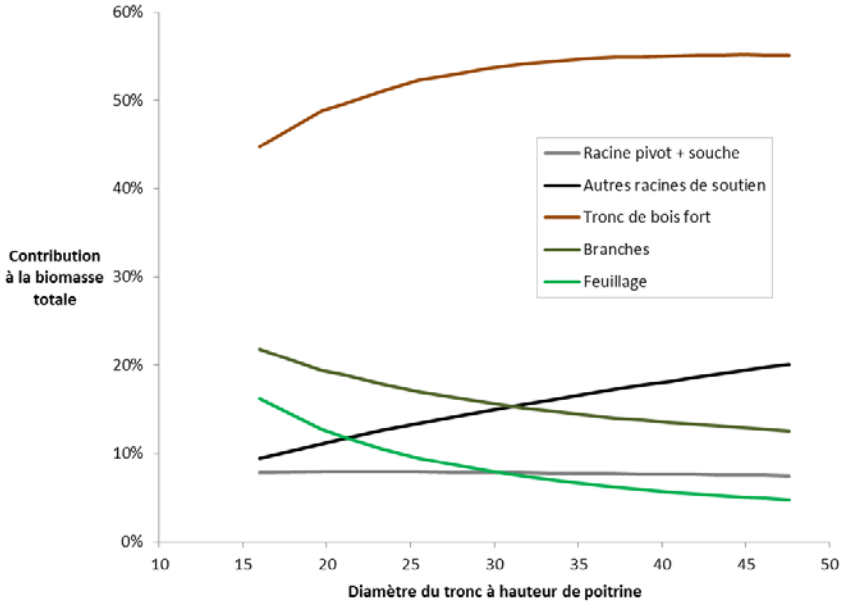


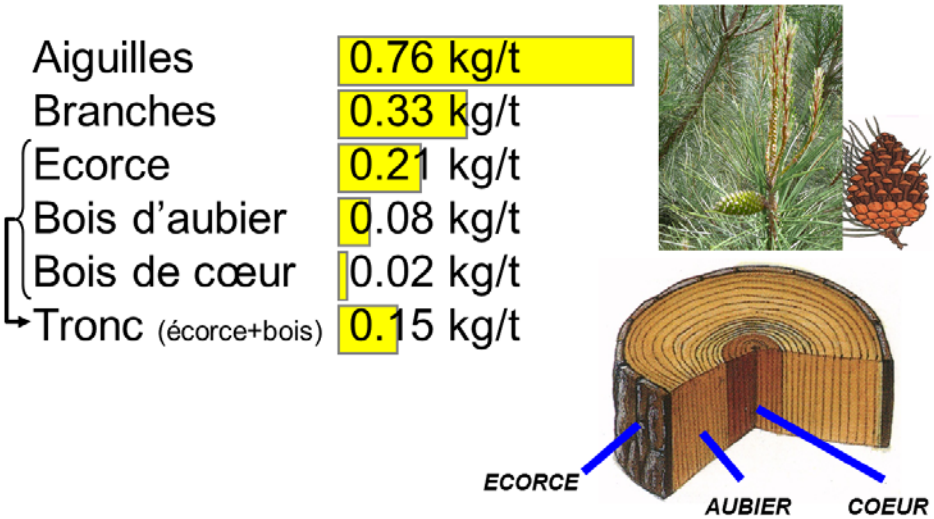
Figure 1 : Distribution de la biomasse chez le pin maritime (*Pinus pinaster*). (Sources : Shaiek *et al.*, 2011 ; Augusto *et al.*, 2015a)

2.1.2 Composition de la biomasse des ligneux et conséquences pour la fertilité des sols forestiers

Les arbres sont constitués essentiellement de carbone (C) qui a généralement[4] pour origine la photosynthèse et donc le CO_2 atmosphérique. Chez les plantes, la concentration en carbone est relativement stable et est, par convention, considérée être de 50% de la biomasse sèche. La biomasse d'un arbre est donc principalement constituée de carbone d'origine atmosphérique. Ce point constitue l'un des principaux arguments avancés pour le développement des filières de bois-énergie dans le cadre de l'augmentation de la part des énergies renouvelables pour couvrir les besoins énergétiques français. En effet, le carbone de la biomasse ayant été prélevé dans l'atmosphère, les émissions de CO_2 consécutives à la combustion du bois-énergie sont supposées avoir un effet neutre sur les bilans de gaz à effet de serre. En pratique, la sylviculture, la mobilisation de la biomasse et les activités associées à la filière utilisent aussi des énergies fossiles, ce qui rend le bilan négatif.

La concentration en carbone peut néanmoins varier d'un tissu ou d'un compartiment à l'autre de l'arbre (Bert et Danjon, 2006), mais ces variations sont relativement mineures si on les compare aux variations observées pour les éléments nutritifs. En effet, l'exemple du pin maritime montre bien que les branches et surtout le feuillage sont beaucoup plus riches en éléments nutritifs que le tronc (voir Figure 2 pour le cas du phosphore). On retrouve cette même distribution des nutriments chez toutes les essences (Albaugh *et al.*, 2012 ; André et Ponette, 2003 ; André *et al.*, 2010), même si des différences existent. Ainsi, la richesse relative de l'aubier et du bois de cœur varie avec l'essence et l'âge de l'arbre (Meerts, 2002) ainsi qu'en fonction du nutriment considéré (Augusto et Bert, 2005).

[4] Exception faite des plantes parasites, comme le gui.



(source : Augusto *et al.*, 2008b)

Figure 2 : Concentration en phosphore (en kg de P par tonne de biomasse) chez le pin maritime (*Pinus pinaster*)

La distribution non homogène des nutriments implique que, à tonnage égal de biomasse récoltée, une récolte de rémanents issus de houppier exporte beaucoup plus de nutriments qu'une récolte conventionnelle de tronc de bois fort. Dans notre exemple, il y a autant de phosphore dans 1 tonne d'aiguilles de pins maritimes que dans environ 5 tonnes de troncs ou même 40 tonnes de bois de cœur. Compte tenu de la densité du bois, cela revient à dire qu'exporter 1 tonne de feuillage est équivalent en termes d'exportation de fertilité à une récolte d'environ 11 m^3 de bois. D'une manière générale, **il est maintenant bien établi que les récoltes de rémanents aériens représentent un surcoût très important en termes nutritifs par rapport à une récolte conventionnelle** (par ex. Turner et Lambert, 1986 ; Smith *et al.*, 1986 ; Freedman *et al.*, 1986 ; Paillet *et al.*, 2013 ou Tamminen *et al.*, 2012 ; voir ci-dessous pour plus de détails).

Malgré quelques travaux précurseurs (par ex. Santantonio *et al.*, 1977), les systèmes racinaires des arbres et les effets de leur récolte sont encore mal connus (Walmsley et Godbold, 2010). Il est toutefois possible de tirer quelques généralités des connaissances actuelles. A l'instar des parties aériennes, les racines sont à peu près composées de 50% de carbone, mais avec quelques variations (Bert et Danjon, 2006). Si l'on compare les teneurs en nutriments des souches et des grosses racines à celles du tronc de bois fort, il apparaît qu'elles sont assez similaires pour la majorité des nutriments : par exemple la teneur en azote (N) est d'environ 1.0-1.5 kg-N/t dans le tronc (bois+écorce) et de 1.2-2.0 kg-N/t dans le système racinaire de soutien du pin maritime, composé de grosses racines (Augusto *et al.*, 2008b et 2015a). D'un point de vue strictement comptable et nutritionnel, la récolte de grosses racines n'impacte relativement pas plus la fertilité des forêts que la récolte de troncs de bois fort. Toutefois, la récolte des racines nécessite en pratique leur extraction du sol. Cette opération requiert des engins lourds qui peuvent induire des tassements du sol (Han *et al.*, 2009), préjudiciables pour le fonctionnement à long terme de la forêt (Lamandé *et al.*, 2005 ; cf. ci-dessous).

L'extraction des racines induit également une perturbation des sols, provoquant des pertes de carbone organique par dégradation/lixiviation de la matière organique des sols (Zabowski *et al.*, 2008 ; Strömgren *et al.*, 2013). Ce carbone du sol, s'il est perdu (Eliasson *et al.*, 2013), impacte directement et négativement le bilan carbone de la récolte de bois-énergie. De même, la perturbation du sol peut induire des pertes de nutriments dans les eaux de pluies qui percolent dans le sol (Staaf et Olsson, 1994 ; Ahtiainen et Huttunen, 1999). L'état actuel des connaissances indique donc que la récolte de souches et grosses racines de soutien pourrait avoir un impact limité en termes nutritionnels, mais posent des questions quant au bilan de carbone ou à des perturbations du sol, avec une altération voire une disparition de certaines de ces propriétés (physique, chimique, biologique) ou fonctions (transfert

de fluide, rétention d'eau et d'élément nutritifs...). Des recherches complémentaires sont donc nécessaires pour répondre à ces questions. Il est important de souligner que le caractère *limité* de l'impact nutritionnel est lié à la récolte des racines de gros diamètre. En effet, les nutriments ont une distribution hétérogène dans les racines. Par exemple, les racines de pin maritime de petit diamètre (< 5 cm) sont environ 2 à 5 fois plus concentrées en calcium (Ca) que les grosses racines (Augusto *et al.*, 2015a). Cette tendance se retrouve pour différents nutriments et chez d'autres essences (Hellsten et al., 2013). Il s'agit en fait d'un effet graduel lié à des contraintes structurelles des racines, comme le taux d'écorce ou le taux de tissus jeunes. Les concentrations en nutriments diminuent ainsi avec le diamètre de la racine jusqu'à une section d'environ 10 cm, où elles se stabilisent pour les souches et les plus grosses racines (Figure 3).

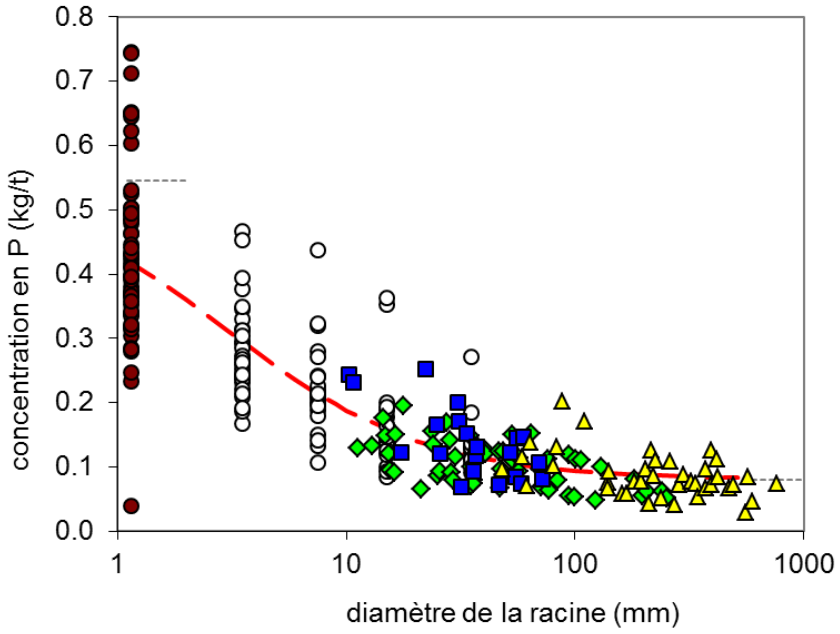


Figure 3 : Concentration en phosphore des racines du pin maritime (*Pinus pinaster*). (Source : Augusto *et al.*, 2015a.). marron = racines fines (<2 mm) ; blanc = racines intermédiaires ; jaune = pivot et souche ; bleu et vert = autres grosses racines (racines traçantes en vert ; racines plongeantes en bleu)]

On retrouve le même genre de relation entre la dendrométrie d'un compartiment et sa teneur en nutriments dans les parties aériennes de l'arbre. Ainsi, les teneurs en nutriments d'une tige (tronc ou branche) augmentent avec la petitesse de son diamètre (André et Ponette, 2003 ; André *et al.*, 2010). Comme pour les racines, c'est le résultat combiné de *1)* différences de teneurs entre tissus d'un même compartiment (par ex. le bois est moins concentré que l'écorce (Figure 2), *2)* l'évolution des proportions de tissus avec le développement de la tige, et *3)* phénomènes de redistribution de nutriments entre tissus âgés et tissus jeunes (Saint-André *et al.*, 2002). Cette tendance à relier négativement le diamètre d'une tige à sa richesse en nutriments peut avoir des répercussions en cas de raccourcissements des itinéraires (cf. ci-dessous).

2.2 Impacts possibles de l'intensification des récoltes de biomasse sur la fertilité des écosystèmes forestiers

2.2.1 Pertes en nutriments pour les écosystèmes forestiers

Une compilation récente des études comparant des récoltes conventionnelles à des récoltes associant l'exportation des rémanents à celle des troncs de bois fort vient d'être publiée (Achat *et al.* in Landmann et Nivet, 2014). Cette étude confirme que la récolte de rémanents augmente sensiblement la quantité de biomasse exportée. Le gain est généralement de quelques dizaines de pourcents par rapport à une récolte conventionnelle, avec une forte variabilité en fonction de l'essence et des techniques de récolte. Toutefois, la récolte de rémanents aériens entraîne des pertes de nutriments qui sont très importantes

et parfois disproportionnées par rapport au gain en biomasse (jusqu'à plusieurs centaines de pourcents de nutriments exportés en plus par rapport à une simple récolte conventionnelle (Figure 4). Le *surcoût nutritionnel* est particulièrement défavorable lorsque le feuillage est exporté (du fait de leur forte teneur en nutriments) et, dans une moindre mesure, quand les arbres sont jeunes. En effet, le surcoût nutritionnel augmente quand le diamètre de tronc diminue. Cette relation existe chez les feuillus et les résineux (Achat *et al.*, 2014 ; voir la Figure 5 pour l'exemple des feuillus), pour tous les nutriments. Cette relation s'explique par le fait que la part de la biomasse représentée par le houppier est plus importante chez les arbres jeunes (Figure 6) et que les branches de petit diamètre (proportionnellement plus abondants que les grosses branches chez les arbres jeunes) sont riches en nutriments.

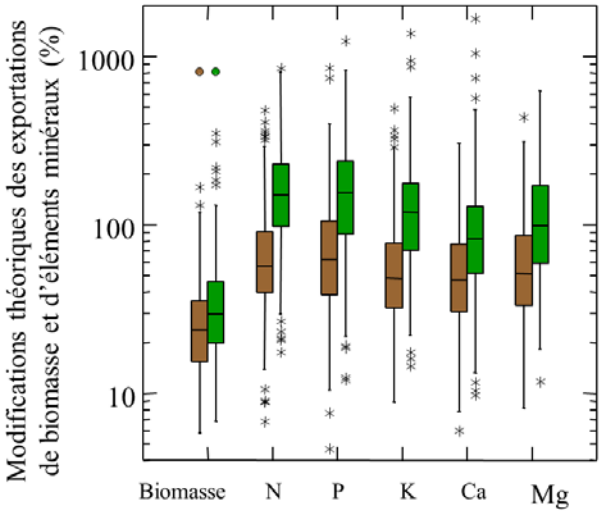


Figure 4 : Effet de la récolte des rémanents sur les exportations de biomasse et d'éléments minéraux. Augmentation (en %) des exportations de biomasse et de nutriments (N, P, K, Ca et Mg) d'une récolte de rémanents (tronc + branches en marron ; tronc + ensemble du houppier (branches + feuilles) en vert) par rapport à une récolte conventionnelle de tronc

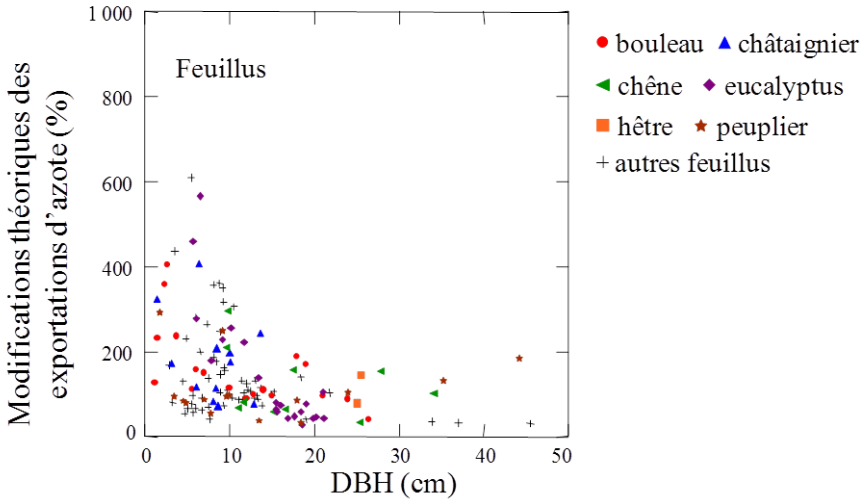


Figure 5 : Effet de la taille de l'arbre sur les exportations d'azote. Augmentation (en %) des exportations de nutriments d'une récolte de rémanents (tronc + ensemble du houppier) par rapport à une récolte conventionnelle de tronc [DBH = diameter at breast height (diamètre à hauteur de poitrine du tronc)] (Source : Achat *et al.*, 2014)

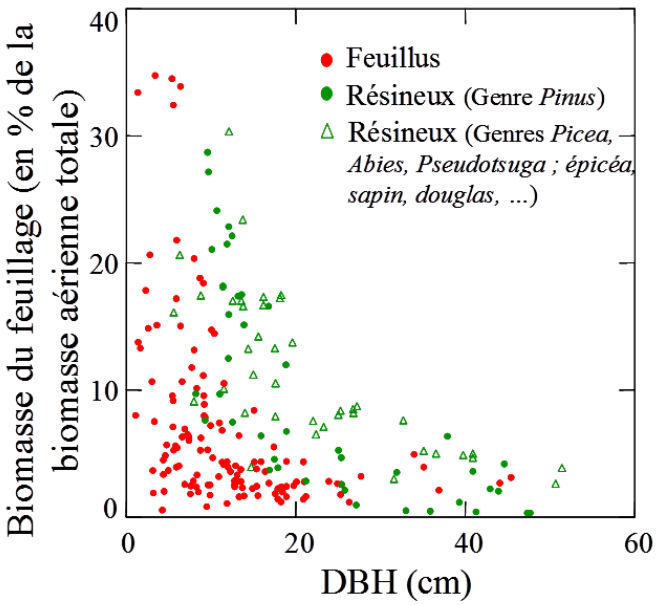


Figure 6 : Effet de la taille de l'arbre sur la représentée par le feuillage

Ces exportations de rémanents et de nutriments peuvent-elles avoir un effet sur l'écosystème forestier ?

Le premier effet observable est direct et logique : les quantités de débris ligneux au sol diminuent fortement (- 53% en moyenne). Cette réduction importante des rémanents induit également des pertes de carbone dans les litières (- 13% en moyenne) et le sol minéral (de -2% en moyenne dans le haut du sol minéral à -6% en profondeur ; résultats d'une compilation de données ; Achat *et al.*, 2014). **Les récoltes de rémanents, qui ont souvent pour objectif de fournir du combustible à des filières à faible impact-carbone, s'avèrent donc avoir des effets négatifs sur le stockage de carbone dans les sols.** Il est à noter que, outre l'effet sur la séquestration de carbone, ces pertes impactent le fonctionnement du sol dans la mesure où des propriétés importantes (comme la réserve utile en eau ou la capacité à échanger des cations) sont positivement reliées à la teneur en matière organique. Des études complémentaires sont encore nécessaires, mais il est probable que, pour préserver la capacité de stockage en carbone des sols, il conviendrait de ne récolter qu'une part raisonnable du gisement potentiel de rémanents. Les rémanents laissés sur place permettraient d'alimenter le sol en débris carbonés.

La récolte de rémanents peut également provoquer une baisse de l'activité microbienne des sols et une modification de la qualité de la matière organique des sols (par ex. modification de la composition biochimique et augmentation du rapport C/N ; Achat *et al.*, 2014). On peut également observer, de manière non systématique, des diminutions des stocks du sol en nutriments (N, P, K, Ca, Mg …) et des modifications des propriétés physico-chimiques des sols (CEC = Capacité d'Echanges Cationiques ; taux de saturation de la CEC), notamment lorsque le feuillage est exporté avec les branches (Achat *et al.*, 2014) (Figure 7). **Compte tenu de la richesse en nutriments des feuillages, des rameaux et des litières, il convient de les laisser dans les écosystèmes pour maintenir la fertilité des sols**. Les rémanents de gros diamètre, plus pauvres en nutriments, ont un effet plus limité et semblent pouvoir être récoltés.

Dans quelle mesure ces possibles modifications du sol peuvent-elles altérer le fonctionnement de l'écosystème ?

Les résultats de la synthèse bibliographique (Achat *et al.*, 2014) montrent que le statut nutritionnel des arbres qui sont installés après la récolte de rémanents, tel qu'estimé par la composition chimique du feuillage, présentent peu de cas de modification (avec toutefois quelques cas de stress nutritionnels en Ca et K). **Malgré cela, on observe une diminution significative de la croissance des arbres après une récolte intense de biomasse** (Egnell et Valinger, 2003). Cette diminution des performances de

croissance des arbres est modérée (environ 3-7 % en hauteur et en diamètre), mais statistiquement significative, et est associée à la récolte de feuillage. La diminution n'est pas systématique et l'état actuel des connaissances ne permet pas d'identifier les types d'écosystèmes qui seraient les plus sensibles à ces pertes de productivité.

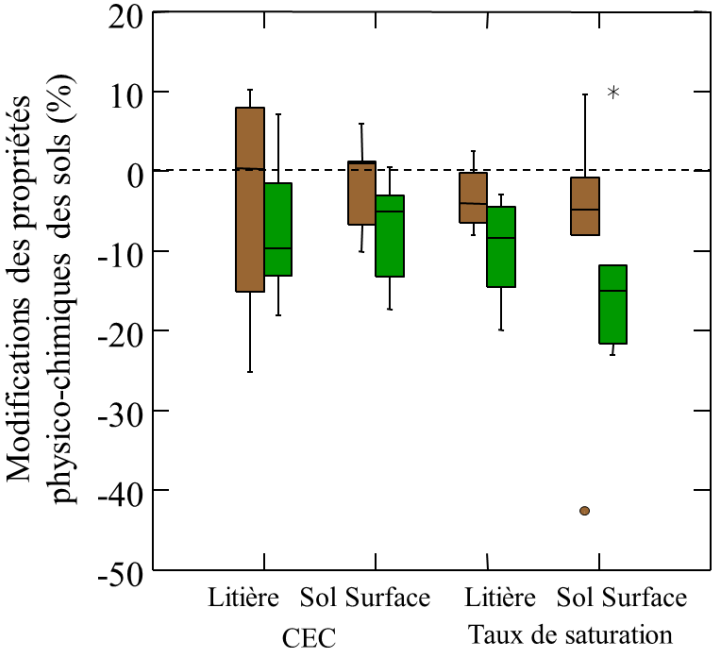


Figure 7 : Exemple d'impacts de la récolte de rémanents sur propriétés physico-chimiques des sols Modifications (en %) des propriétés physico-chimiques des sols d'une récolte de rémanents (tronc + branches en marron ; tronc + ensemble du houppier (branches + feuilles) en vert) par rapport à une récolte conventionnelle de tronc. Données majoritairement issues de la Suède et du Canada

2.2.2 Usage d'engins lourds dans le cadre de l'intensification des récoltes de biomasse

Les opérations forestières sont de plus en plus mécanisées, notamment pour la récolte de biomasse, et le poids des engins utilisés est en constante augmentation. En conséquence, les contraintes mécaniques s'exerçant sur les sols forestiers sont de plus en plus fortes. Le raccourcissement des rotations, l'intensification sylvicole et des récoltes de biomasse entrainent une augmentation du nombre d'engins pour les opérations d'entretien du sous-bois, de passage en éclaircie, de récolte des rémanents et systèmes racinaires, susceptibles d'entrainer des tassements de sols ou des perturbations liées aux excavations.

En parallèle, les caractéristiques physiques du sol telles que la texture de surface, la profondeur, la capacité et la sensibilité au compactage sont importantes pour la productivité forestière et doivent être prises en compte dans le cadre de l'intensification des récoltes de biomasse (Verkerk *et al.*, 2011). Les sols forestiers ayant une portance plus faible que les sols agricoles et prairiaux (Blanco-Canqui *et al.*, 2005) et, dans la majorité des cas, inférieure aux pressions exercées par les engins (Horn *et al.*, 2007; Schäffer *et al.*, 2012) le risque de déformation du sol sous le passage des engins forestiers est élevé. Ce risque est d'autant plus élevé que la densité apparente initiale du sol est faible, que le sol est humide au moment du passage de l'engin et que l'engin est lourd. De plus, l'absence d'une couche de débris (rémanents) sur laquelle les engins peuvent circuler est susceptible de rendre les sols plus exposés à des tassements (Augusto *et al.*, 2015a). Par contre, la texture du sol et l'intensité de passage des engins ne semblent pas influencer l'intensité de la déformation (Ampoorter *et al.*, 2012).

Lorsque la capacité de portance du sol est dépassée, le sol se compacte jusqu'à atteindre un état d'équilibre. Les propriétés physiques du sol sont alors directement modifiées (diminution de la porosité, augmentation de la masse volumique). La dégradation implique une modification de la structure du sol aux dépens de sa porosité et particulièrement de sa macroporosité. Ainsi, les conditions de transferts hydriques et gazeux (Goutal *et al.*, 2012, 2013) et d'enracinement (Wilpert et Schäffer, 2006) peuvent être drastiquement et durablement modifiées (au moins 7 années dans un site expérimental lorrain). La

réduction des capacités d'infiltration et de drainage peut conduire à un risque accru d'érosion sur des terrains en pente (Croke *et al.*, 2001) ou d'engorgement sur des terrains plats (Croke *et al.*, 2001 ; Frey *et al.*, 2009) ainsi qu'à des difficultés d'enracinement en lien avec des conditions d'aération et d'alimentation hydrique et minérale perturbées. La biodiversité ou la qualité de l'eau produite par les écosystèmes forestiers peuvent également être impactées. De plus, un changement de structure causé par l'usage d'engins lourds est difficilement voire non réversible. La restauration naturelle peut prendre plusieurs dizaines d'années ou ne jamais être complète, en particulier sur des sols pauvres et/ou sous des climats peu contrastés. La restauration assistée mécaniquement est coûteuse, peu facile à mettre en œuvre (souches, éléments grossiers…) et rarement durable. La prévention des dégradations est ainsi souvent privilégiée mais avec un impact parfois non négligeable sur l'approvisionnement continu de bois, donc parfois incompatible avec l'intensification des récoltes.

En résumé, en modifiant instantanément les propriétés physiques du sol par compactage lié au passage d'engins, les propriétés chimiques, biologiques et certaines fonctions du sol s'en trouvent négativement impactées sur le moyen voire le long terme. Les quelques études menées sur le sujet montrent par ailleurs que la restauration naturelle des sols tassés est un processus lent, dépassant bien souvent la décennie.

2.2.3 Effets de l'intensification des récoltes de biomasse sur la biodiversité

Le volume de bois mort est généralement reconnu comme un indicateur de la biodiversité dans les programmes de gestion durable des forêts (MCPEF, 2003) car les rémanents constituent un habitat et/ou une ressource pour de nombreuses espèces. Les espèces consommatrices de bois (certains insectes, champignons et lichens) sont, par définition, fortement associées au bois mort. Ces espèces constituent une ressource pour les niveaux trophiques supérieurs (oiseaux, carnivores). Enfin, les rémanents jouent un rôle important dans le fonctionnement de la biodiversité du sol (champignons, faune du sol). La récolte de rémanents peut donc négativement impacter la biodiversité (Boulanger *et al.*, in Landmann et Nivet, 2014). De plus, le bois mort influence le fonctionnement de la biodiversité du sol (champignons, faune du sol) et la récolte des rémanents pourrait ainsi avoir des effets sur celle-ci. Toutefois, les connaissances dans ce domaine sont encore fragmentaires et des recherches complémentaires sont nécessaires (Boulanger *et al.*, 2014).

En forêt cultivée comme dans le massif landais, le bois mort présente des volumes peu élevés. Il est le plus souvent d'origine anthropique car il provient des rémanents laissés lors des éclaircies et des coupes rases (Brin *et al.*, 2008). Le volume et la diversité du bois mort, qui impacte directement la richesse en coléoptères saproxyliques, augmentent de manière additive avec la durée de révolution et le nombre d'éclaircies (pas d'interaction entre ces deux facteurs ; Jactel *et al.*, 2012). Si on envisage de réduire la quantité de ces rémanents, on réduira automatiquement les habitats d'un nombre important d'espèces forestières (Bouget *et al.*, 2012). Parmi les rémanents, ce sont les souches qui offrent les rémanents de plus gros diamètre. Une étude suggérerait que les souches seraient un meilleur habitat que les billons de bois mort pour un plus grand nombre d'espèces dont des prédateurs de scolytes (Brin *et al.*, 2013). Plus généralement, plus que le volume total disponible ou le diamètre des plus gros rémanents, la diversité des pièces de bois au sol est le déterminant majeur de la diversité des espèces associées car chaque type de pièce de bois est le support de cortèges originaux (Boulanger *et al.*, 2014).

En ce qui concerne les pathogènes du sol, il faut signaler que la récolte de souches peut minimiser l'impact du fomès (*Heterobasidon annosum*) sur la prochaine génération de peuplement (Vasaitis *et al.*, 2008 ; Walmsley et Godbold, 2010), bien qu'une étude plus récente a conclu que le traitement à l'aide de *Phlebiopsis gigantea* peut être plus rentable que le dessouchage (Cleary *et al.*, 2013).

3. Effets de l'intensification des itinéraires

Plusieurs leviers peuvent être utilisés afin d'augmenter la productivité par unité de surface forestière. Entre autres, le sylviculteur peut agir sur la dynamique de l'itinéraire et notamment la durée de la révolution ou le choix d'une essence à croissance rapide cultivée en peuplements mono-spécifiques.

3.1 Raccourcissement des itinéraires

A essence et taux de récolte identiques, un itinéraire sylvicole relativement court tend à avoir un taux d'accroissement de biomasse supérieur à un itinéraire long. Cependant, la récolte de biomasse d'arbres en moyenne plus jeunes dans les itinéraires courts conduit à ce que leurs teneurs en nutriments soient plus élevées que chez des arbres matures (cf. ci-dessous). Ainsi, le raccourcissement d'un itinéraire tend à augmenter les exportations de nutriments. Chez le pin maritime, les simulations issues de modèles numériques montrent que les exportations sont augmentées d'environ 20% en divisant par deux la durée d'une révolution (Figure 8).

Le raccourcissement des itinéraires utilise, comme par le passé, une sylviculture en taillis d'arbres recépés régulièrement ou entraîne des régénérations artificielles plus fréquentes par semis ou le plus souvent par plantation après une coupe rase. Cependant, les coupes rases peuvent provoquer, de manière non systématique, des pertes de nutriments des sols par lixiviation après les pluies (Figure 9). L'effet négatif est alors double puisque la coupe rase entraine généralement une libération supplémentaire d'éléments (augmentation de la minéralisation de la litière au sol....) et qu'aucun couvert végétal n'est présent pour prélever les éléments libérés.

Le raccourcissement des itinéraires entraine également une diminution de la recharge minérale du peuplement à l'écosystème qui s'effectue avec le vieillissement du peuplement par le biais des chutes de litière et recyclages minéraux associés.

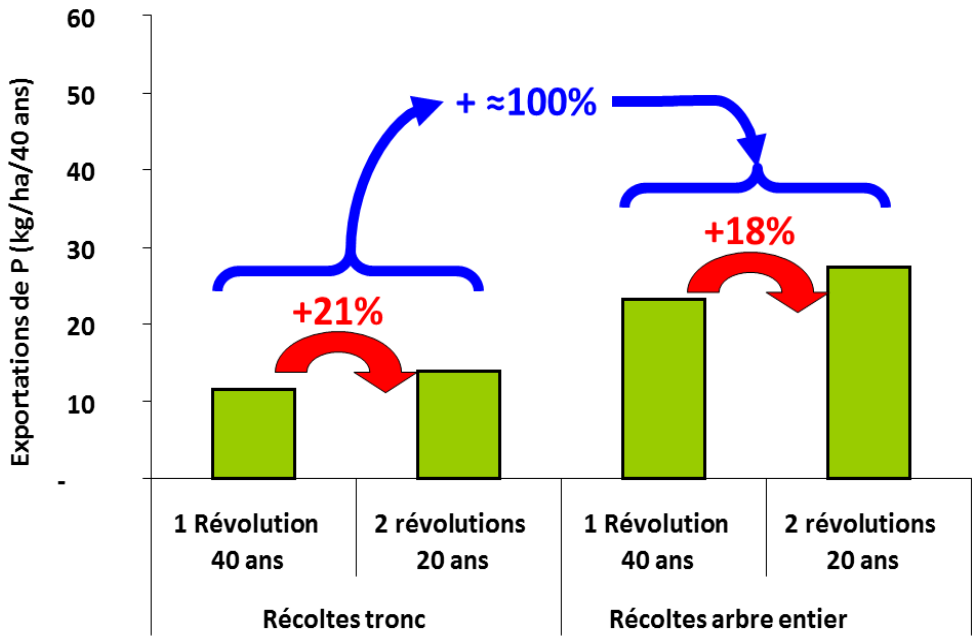


Figure 8 : Effet du raccourcissement des itinéraires sur les exportations de nutriments dans des forêts de pins maritimes. (Source : Augusto, données non publiées). [simulations effectuées pour des peuplements dans une station ayant une classe 1 de fertilité ; les récoltes de rémanents ne sont programmées que lors de la coupe-rase avec des taux de récoltes de 30%, 60% et 70% pour les aiguilles, les branches et les souches]

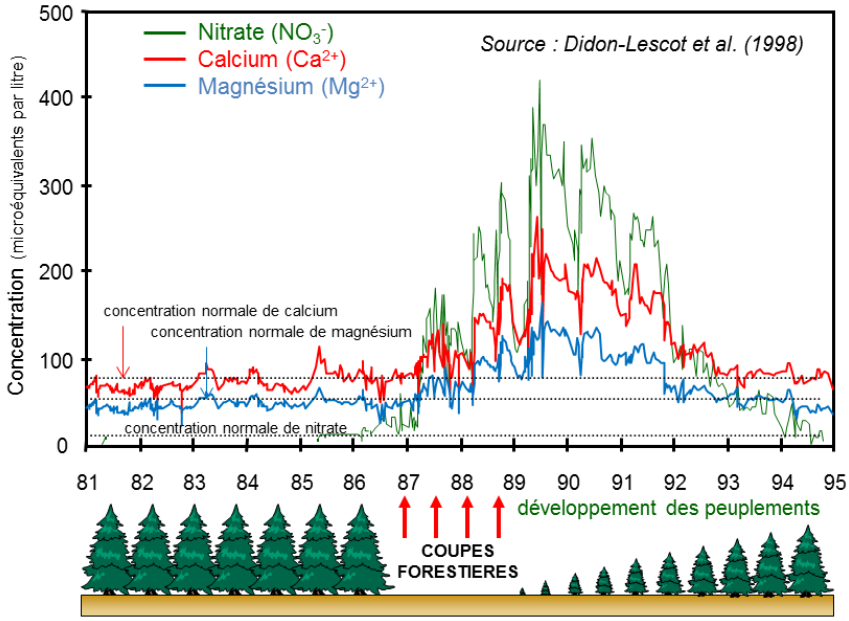


Figure 9 : Effet d'une coupe-rase sur la composition d'un ruisseau en aval

3.2 Changement d'essence et forêts monospécifiques

Dans le cadre d'une intensification des itinéraires, le choix de l'essence est un paramètre important. Parmi les essences fréquemment plantées en France afin d'optimiser la fonction de production, on trouve majoritairement des conifères : épicéas (*Picea*…), douglas (*Pseudotsuga menziesii*), et pins (*Pinus*…). Dans le contexte français, ces plantations ont souvent été effectuées en conversion de forêts feuillues peu productives (par ex. taillis vieillis) ou en boisement de terres agricoles (par ex. terrains de moyenne montagne). Les conifères induisent un fonctionnement de l'écosystème généralement différent de celui d'une forêt feuillue. Il est important de souligner que ces différences entre conifères et feuillus sont des effets moyens et que, localement, il peut exister des cas ne suivant pas cette dichotomie fonctionnelle conifères-feuillus.

En raison des propriétés de leur houppier (feuillage persistant ; surface foliaire), les conifères interceptent en moyenne plus les pluies que les feuillus (Augusto *et al.*, 2015b ; Figure 10). Il résulte de cela que la recharge des nappes est plus efficace sous les feuillus. L'introduction massive de conifères dans des régions manquant structurellement d'eau peut ainsi être problématique. A l'inverse, dans des régions présentant des excès d'eau, cela peut constituer un bénéfice. A l'instar de l'eau, les houppiers des conifères modifient les flux de dépôts atmosphériques en raison de leur caractère « *filtrant* ». Les dépôts atmosphériques d'éléments sont en effet généralement plus élevés sous les conifères. Cela peut constituer un avantage dans des régions subissant peu de pollution atmosphérique puisque cela permet de faire « entrer » des nutriments dans les forêts (notamment de l'azote). Toutefois, lorsque le niveau de pollution atmosphérique est chroniquement élevé, cela cause l'entrée dans l'écosystème de grandes quantités de composés acides ou acidifiants (de Schrijver *et al.*, 2007). Au sein de l'écosystème, les conifères se distinguent des feuillus, toujours en moyenne, par une plus grande capacité et prélever dans les réserves des sols des nutriments, alors que le recyclage des litières est généralement plus rapide sous les feuillus.

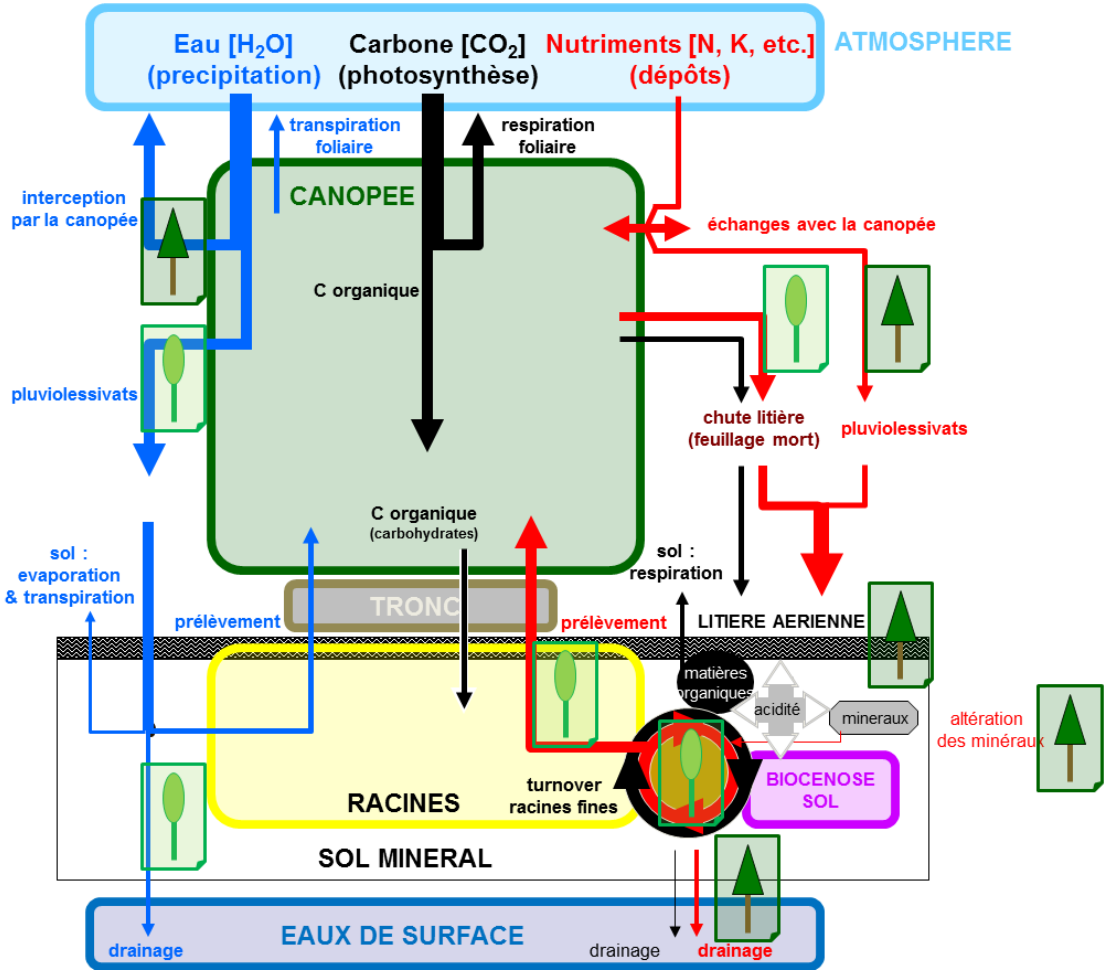


Figure 10 : Différences de fonctionnement entre les conifères et les feuillus (source : Augusto *et al.*, 2015b) [symbole triangulaire = conifère ; symbole ovale = feuillu.
La présence d'un symbole sur un flux signale, qu'en moyenne, le groupe d'essences symbolisées induit un flux plus important. Par exemple, les conifères interceptent plus d'eau par leur canopée que les feuillus (en haut à gauche de la figure)]

Introduire des conifères pour favoriser la fonction de production a des effets sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. Toutefois, l'existence avérée d'un effet ne signifie pas qu'il soit préjudiciable. Dans de nombreuses situations, la présence de conifères ne pose d'ailleurs pas de problème. A l'inverse, lorsque les conditions sont défavorables (pollution ; sols très pauvres ; substrat géologique ayant une faible capacité à neutraliser l'acidité ; …), la plantation à large échelle de conifères, en interaction avec une sylviculture intensive (peuplements monospécifiques équiens ; rotations courtes ; coupes-rases), peut avoir des impacts négatifs sur l'écosystème et les eaux de surface (Augusto *et al.*, 2002).

Plus récemment, les eucalyptus –des essences feuillues– ont commencé à être utilisées dans le sud de la France afin d'augmenter la production. Déjà largement utilisées à travers le monde en ligniculture, certaines espèces/variétés d'eucalyptus sont bien connues pour leur vitesse de croissance spectaculaire. Ces essences ont également la réputation d'épuiser rapidement les sols et les réserves en eau (Scott et Lesch, 1997). La plupart des études portant sur les eucalyptus ont été conduites en zone intertropicale, ce qui rend leurs conclusions difficilement transposables à la France. Les études menées dans le sud de l'Europe, notamment en Espagne et au Portugal, montrent que l'introduction d'eucalyptus peut effectivement provoquer des perturbations des cycles de l'eau et des nutriments,

mais que ces effets sont loin d'être systématiques. Des recherches complémentaires sont nécessaires pour évaluer les effets de l'introduction d'eucalyptus dans les massifs forestiers en France méridionale.

4. Soutien durable de la productivité

Dans la première partie de cet article (cf. § *Effets de l'intensification des récoltes*), nous avons montré qu'une forte augmentation du taux de récolte pouvait représenter un risque de perte de fertilité pour l'écosystème et qu'une gestion raisonnée des récoltes était nécessaire. Une telle gestion repose sur l'idée que les nutriments ne sont pas distribués de manière homogène dans la biomasse et que la récolte de biomasse la plus efficiente est celle qui prélève les biomasses pauvres en nutriments et laissent à l'écosystème les biomasses riches. Par exemple, l'écorce de tronc étant systématiquement plus riche en nutriments que le bois de tronc, l'écorçage *in situ* constituerait une économie importante de nutriments (par ex. Ranger *et al.*, 2002). Cette approche consiste à limiter au maximum les exportations de fertilité. Ainsi, le surcoût en éléments minéraux lié à la récolte des branches peut être compensé par l'écorçage (Achat *et al.*, 2014).

Il existe cependant une autre façon de chercher à résoudre le problème de l'intensification des itinéraires. Cette alternative consiste à accepter l'idée que de grandes quantités de nutriments soient perdues par l'écosystème lors des récoltes, et de les compenser par des apports dédiés (Paillet *et al.*, 2013).

4.1 Compensation par des matières fertilisantes ou par des amendements

En agronomie conventionnelle, un fort taux de récolte est soutenu par un niveau élevé d'intrants. D'une certaine manière, c'est cette logique qui prévaut pour les taillis à très courte révolution (TTCR) où la biomasse est récoltée tous les un à trois ans, mais où des engrais sont aussi régulièrement apportés. Dans un contexte mondial de renchérissement de l'énergie et de raréfaction des ressources (par ex. P), le coût des engrais de synthèse tend à augmenter (MEA, 2005). Cette solution semble donc peu soutenable à long terme pour augmenter la productivité des forêts (Smethurst, 2010).

Une alternative pourrait être de recycler des produits résiduaires contenant des nutriments (Houot *et al.*, 2014). Pour les écosystèmes forestiers, il pourrait s'agir principalement de cendres de bois ou de boues de stations d'épuration. Les cendres de bois, lorsqu'il s'agit de bois récoltés en forêts pour alimenter des filières bois-énergie, seraient un recyclage direct à une échelle locale et permettraient de ramener une partie des nutriments perdus. Il ne s'agit cependant que d'un retour partiel puisque certains éléments sont plus ou moins volatilisés lors de la combustion du bois. C'est notamment le cas de l'azote qui part littéralement en fumées lors de la combustion, ce qui implique que les cendres n'en contiennent pas. Par ailleurs, l'usage répété de cendres et l'application de doses massives peuvent altérer les biocénoses, provoquer des accumulations de métaux lourds et induire des pertes d'éléments vers les eaux de surface (Augusto *et al.*, 2008b). A l'inverse, des doses modérées de cendres, apportées de manière très espacée, dans les peuplements déjà en place ne semblent pas en modifier durablement le fonctionnement et peuvent, dans une partie des cas observés, accroître la croissance des arbres (Reid et Watmough, 2014). Les boues de stations d'épuration sont riches en nutriments, y compris l'azote (Houot *et al.*, 2014). Il n'est donc pas surprenant que leurs apports puissent provoquer une augmentation de la croissance des arbres. Cependant, les boues contiennent aussi des polluants et des microorganismes. Le déversement de tels produits pose donc des questions environnementales importantes. De nombreuses études ont été conduites à travers le monde sur ce sujet. Il ressort de ces études que l'application de boues en forêts pouvait induire des pollutions et des changements de biocénose importants. Toutefois, ces effets sont observés dans les cas d'usages répétés de boues, ou à des doses importantes. Lorsque l'apport est ponctuel et de faible dose, les effets peuvent être très limités, voire indétectables.

4.2 Utilisation de la fixation symbiotique de l'azote

Dans certains contextes forestiers, l'azote peut être un des éléments limitant la production. L'idée d'utiliser des plantes fixatrices d'azote n'est pas nouvelle (par ex. Gadgil, 1971). Toutefois, ce concept n'a pas dépassé en France le stade expérimental. Il faut dire que son application pratique et à large échelle pose des problèmes techniques. En effet, peu d'arbres fixateurs sont adaptés à nos forêts (aulnes) alors que les espèces du sous-bois susceptibles de remplir cette fonction de fixation peuvent être trop peu abondantes ou difficiles à gérer. A l'heure actuelle, des recherches sont en cours pour évaluer l'intérêt de plantes fixatrices d'azote (par ex. : robinier, genet, ajonc) en sylviculture intensive.

5. Peut-on durablement intensifier la sylviculture ?

Il est techniquement possible d'intensifier les itinéraires et les récoltes ; ces changements sont d'ores et déjà à l'œuvre. La question qui se pose est plutôt de savoir si cette intensification est durable et dans tous les cas souhaitable. Pour répondre à cette question, nous avons focalisé notre évaluation sur le maintien de la fertilité des écosystèmes. Il est clair que d'autres leviers existent (par ex. la gestion du risque biotique et l'intrant génétique, également discutés lors du CIAg) et il convient de définir *in fine* une stratégie de gestion qui prenne en compte les principaux facteurs et risques du contexte considéré.

Pour ce qui concerne la durabilité de la productivité qui est liée à la fertilité des écosystèmes, un survol rapide des enjeux et des processus impliqués montre qu'il est possible d'accroître la productivité des forêts. Cependant, cette augmentation ne peut être envisagée sans une gestion raisonnée des récoltes, des itinéraires et des intrants.

Il est envisageable de récolter plus de biomasse forestière, mais l'exportation de toute la biomasse aura probablement des effets négatifs dans de nombreux cas avec, à la clé, des risques d'émissions de carbone et de perte de productivité. Les récoltes accrues de biomasse doivent être faites en ciblant les compartiments de l'arbre les moins concentrés en nutriments, ce qui aura par ailleurs pour avantages d'augmenter le pouvoir calorifique de la biomasse (Bilot *et al.*, données en cours de publication) et de réduire le taux de cendres (Deleuze *et al.*, 2012).

De même que pour l'intensification du taux de récolte, l'intensification des itinéraires et l'usage d'intrants permettent généralement une augmentation de la productivité forestière. L'intensification des itinéraires consiste souvent en une simplification de la structure du peuplement (nombre d'essences ; structure d'âge) qui peut induire une perte de stabilité et de résilience de la production (Grossiord *et al.*, 2014 ; Morin *et al.*, 2014). Cette simplification peut être également, dans certains cas, préjudiciable aux autres fonctions écosystémiques de la forêt. Il en va de même pour l'usage d'intrants en forêt qui peuvent modifier les biocénoses et, en cas d'apports importants, polluer les sols ou les eaux.

Plus généralement, il apparaît techniquement relativement ardu d'augmenter, fortement mais durablement, la productivité d'une forêt dont la gestion se veut multi-fonctionnelle. En effet, une augmentation forte et continue de la productivité implique une intensification des itinéraires et l'utilisation d'intrants qui pourraient perturber les autres fonctions écosystémiques de la forêt. Une intensification des récoltes, si elle est raisonnée, pourrait à l'inverse être compatible avec une gestion multi-fonctionnelle durable. Des forêts très productives, car gérées très intensivement, peuvent être durables d'un point de vue agronomique. Leur principale fonction écosystémique, si ce n'est la seule, serait alors une fonction de production.

Références bibliographiques

Achat D.L., Augusto L., Deleuze C., Landmann G., Pousse N., Ranger J., 2014. Analyse bibliographique des impacts du prélèvement des rémanents forestiers sur la fertilité des sols et la croissance des peuplements. In: Landmann G., Nivet., C. (coord.) 2014. Projet Resobio. Gestion des

rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. Angers : ADEME, Paris : Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor. 63-164.

Ahtiainen M., Huttunen P., 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. Boreal Environment Research 4, 101–114.

Albaugh T.J., Allen H.L., Stape J.L., Fox T.R., Rubilar R.A., Price J.W., 2012. Intra-annual nutrient flux in Pinus taeda. Tree Physiology 32, 1237-1258.

Ampoorter E., De Schrijver A., van Nevel L., Hermy M., Verheyen K., 2012. Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: Results of a meta-analysis ». Annals of Forest Science 69, 533‑42.

Andre F., Jonard M., Ponette Q., 2010. Biomass and nutrient content of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) stem and branches in a mixed stand in southern Belgium. Science of the Total Environment 408, 2285-2294.

Andre F., Ponette Q., 2003 Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards stand in Chimay (Belgium). Annals of Forest Science 60, 489-502.

André F., Ponette Q., 2003. Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standard stand in Chimay (Belgium). Annals of Forest Science, 60, 489–502.

Augusto L., Bert D., 2005. Estimating stemwood nutrient concentration with an increment borer: a potential source of error. Forestry 78, 451–455.

Augusto L., Bakker M.R., Meredieu C., 2008a. Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. Plant and Soil 306, 181–198.

Augusto L., Meredieu C., Bert D., Trichet P., Porté A., Bosc A., Lagane F., Loustau D., Pellerin S., Danjon F., Ranger J., Gelpe J., 2008b. Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. Annals of Forest Science 65, 808.

Augusto L., Achat D.L., Bakker M.R., Bernier F., Bert D., Danjon F., Khlifa R., Meredieu C., Trichet P., 2015a Biomass and nutrients in tree root systems–sustainable harvesting of an intensively managed *Pinus pinaster* (Ait.) planted forest. GCB Bioenergy: (In press, doi: 10.1111/gcbb.12127).

Augusto L., De Schrijver A., Vesterdal L., Smolander A., Prescott C., Ranger J., 2015b. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. Biological Reviews: (In press, doi: 10.1111/brv.12119).

Albaugh J.M., Sucre E.B., Leggett Z.H., Domec J.C., King J.S., 2012. Evaluation of intercropped switchgrass establishment under a range of experimental site preparation treatments in a forested setting on the Lower Coastal Plain of North Carolina, USA. Biomass & Bioenergy 46, 673-682.

Bert D., Danjon F., 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). Forest Ecology and Management 222, 279–295.

Blanco-Canqui H., Lal R., Owens L.B., Post W.M., Izaurralde R.C., 2005. Strength Properties and Organic Carbon of Soils in the North Appalachian Region. Soil Science Society of America Journal 69, 663-673.

Bouget C., Lassauce A., Jonsell M., 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe. Canadian Journal of Forest Research 42, 1421-1432.

Brin A., Meredieu C., Piou D., Brustel H., Jactel H., 2008. Changes in quantitative patterns of dead wood in maritime pine plantations over time. Forest Ecology and Management 256, 913-921.

Brin A., Bouget C., Valladares L., Brustel H., 2013. Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. Insect Conservation and Diversity 6, 255-264.

Cleary M.R., Arhipova N., Morrison D.J., Thomsen I.M., Sturrock R.N., Vasaitis R., Gaitnieks T., Stenlid J., 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. Forest Ecology and Management 290, 5-14.

Croke J., Hairsine P., Fogarty P., 2001. Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. Forest Ecology and Management 143, 3-12.

Deleuze C., Micheneau C., Richter C., Boulanger V., Gardette Y.M., Brethes A., Gibaud G., Augusto L., Dupont C., Gautry J.Y., Fraysse J.Y., Rantien C., 2012. Le retour des cendres de bois en forêt : opportunités et limites. Rendez-Vous Techniques de l'Office National des Forêts 35, 16-28.

Egnell G., Valinger E., 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. Forest Ecology and Management 177, 65-74.

Eliasson P., Svensson M., Olsson M., Agren G.I., 2013. Forest carbon balances at the landscape scale investigated with the Q model and the CoupModel – Responses to intensified harvests. Forest Ecology and Management 290, 67–78.

Freedman B., Duiker P.N., Morash R., 1986. Biomass and nutrient in Nova Scotian forests, and implication of intensive harvesting for future site productivity. Forest Ecology and Management 15, 103-127.

Frey B., Kremer J., Rüdt A., Sciacca S., Matthies D., Lüscher P., 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. European Journal of Soil Biology 45, 312-320.

Gadgil R.L., 1971. The nutritional role of *Lupinus arboreus* in coastal sand dune forestry. Plant and Soil 34, 357-367.

Goutal N., Parent F., Bonnaud P., Demaison J., Nourrisson G., Epron D., Ranger J., 2012. Soil CO_2 concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. European Journal of Soil Science 63, 261-271.

Goutal N., Renault P., Ranger J., 2013. Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France. Geoderma 193-194, 29-40.

Guehl J.M., 2014. Dans le contexte national, mais aussi mondial, doit-on, augmenter la productivité forestière ? Innovations Agronomiques 41, 1-11

Han S.-K., Han H.-S., Page-Dumroese D.S., Johnson L.R., 2009. Soil compaction associated with cut-to-length and whole-tree harvesting of a coniferous forest. Can. J. For. Res. 39, 976-989.

Hellsten S., Helmisaari H.S., Melin Y., Skovsgaard J.P., Kaakinen S., Kukkola M., Saarsalmi A., Petersson H., Akselsson C., 2013. Nutrient concentrations in stumps and coarse roots of Norway spruce, Scots pine and silver birch in Sweden, Finland and Denmark. Forest Ecology and Management 290, 40–48.

Horn R., Vossbrink J., Peth S., Becker S., 2007. Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. Forest Ecology and Management 248, 56-63.

Houot S., Pons M.N., Pradel M., Caillaud M.A., Savini I., Tibi A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective INRA-CNRS-IRSTEA, (France).

Hyvonen R., Olsson B.A., Agren G.I., 2012. Dynamics of soil C, N and Ca in four Swedish forests after removal of tops, branches and stumps as predicted by the Q model. Scandinavian Journal of Forest Research 27, 774–786.

Jactel H., Branco M., Duncker P., Gardiner B., Grodzki W., Langstrom B., Moreira F., Netherer S., Nicoll B., Orazio C., Piou D., Schelhaas M.J., Tojic K., 2012. A multicriteria risk analysis to evaluate impacts of forest management alternatives on forest health in Europe. Ecology and Society 17(4): 52 (25 p.).

Lamandé M., Ranger J., Lefevre Y., 2005. Effets de l'exploitation forestière sur la qualité des sols. Office National des Forêts, Paris, 131 p.

Landmann G., Nivet C., (coord.) 2014. Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. Angers : ADEME, Paris : Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor. Rapport final, 243 p.

MCPFE, 2003. Implementation of MCPFE Commitments - National and Pan-European Activities 1998-2003.

MEA, 2005. Millenium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment.

Meerts P., 2002. Mineral nutrient concentrations in sapwood and heartwood: a literature review. Annals of Forest Science 59, 713–722.

Nicholls D., Monserud R.A., Dykstra D.P., 2009. International bioenergy synthesis-Lessons learned and opportunities for the western United States. Forest Ecology and Management 257, 1647–1655.

Nunez-Regueira L., Rodriguez-Anon J.A., Proupin J., Mourino B., Artiaga-Diaz R., 2005. Energetic study of residual forest biomass using calorimetry and thermal analysis. Journal of Thermal Analysis and Calorimetry 80, 457–464.

Paillet Y., Chevalier H., Lassauce A., Vallet P., Legout A., Gosselin M., 2013. Integrating fertilisation and liming costs into profitability estimates for fuel wood harvesting: A case study in beech forests of eastern France. Biomass and Bioenergy 55, 190-197.

Pongratz J., Reick C., Raddatz T., Claussen M., 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. Global Biogeochemical Cycle 22, 1–16.

Ranger J., Allié S., Gelhaye D., Pollier B., Turpault M.P., Granier A., 2002. Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study. Forest Ecology and Management 171, 3–16.

Reid C., Watmough S.A., 2014. Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. Canadian Journal of Forest Research 44, 867-885.

Saint-Andre L., Laclau J.P., Deleporte P., Ranger J., Gouma R., Saya A., Joffre R., 2002. A generic model to describe the dynamics of nutrient concentrations within stemwood across an age series of a eucalyptus hybrid. Annals of Botany 90, 65–76.

Santantonio D., Hermann R.K., Overton W.S., 1977. Root biomass studies in forest ecosystems. Pedobiologia 17, 1–31.

Schäffer J., Buberl H., Von Wilpert K., 2012. Deformation damages in forest topsoils-An assessment based on Level-I soil monitoring data from Baden-Württemberg (SW Germany). Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 24-33.

Scott D.F., Lesch W., 1997. Streamflow responses to afforestation with Eucalyptus grandis and Pinus patula and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. Journal of Hydrology 199, 360-377.

Shaiek O., Loustau D., Trichet P., Meredieu, C., Bachtobji B., Garchi S., El Aouni M.H., 2011. Generalized biomass equations for the main aboveground biomass components of maritime pine across contrasting environments. Annals of Forest Science 68, 443–452.

Smethurst P.J., 2010 Forest fertilization: Trends in knowledge and practice compared to agriculture. Plant and Soil 335, 83-100.

Smith C.T., McCormack M.L., Hornbeck J.W., Martin C.W., 1986. Nutrient and biomass removals from a red spruce-balsam fir whole-tree harvest. Canadian Journal of Forest Research 16, 381-388.

Staaf H., Olsson B.A., 1994 Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 9, 305–310.

Strömgren M., Egnell G., Olsson B.A., 2013. Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps. Forest Ecology and Management, 290, 59–66.

Tamminen P., Saarsalmi A., Smolander A., Kukkola M., Helmisaari H.S., 2012. Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. Forest Ecology and Management 263, 31-38.

Turner J., Lambert M.J., 1986. Effects of forest harvesting nutrient removals on soil nutrient reserves. Oecologia 70, 140-148.

Vasaitis R., Stenlid J., Thomsen I.M., Barklund P., Dahlberg A., 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. Silva Fennica 42, 457-483.

Verkerk P.J., Anttila P., Eggers J., Lindner M., Asikainen A., 2011. The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. Forest Ecology and Management 261, 2007-2015.

Walmsley J.D., Godbold D.L., 2010. Stump harvesting for bioenergy - A review of the environmental impacts. Forestry 83, 17-38.

Wilpert von K., Schäffer J., 2006. Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. European Journal of Forest Research 125, 129-138.

Zabowski D., Chambreau D., Rotramel N., Thies W.G., 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. Forest Ecology and Management 255, 720-727.