

Chapitre 5.

Spécificité des forêts et des plantations forestières en termes de conséquences de l'épandage de Mafor

Auteurs :

Laurent Augusto

Nicolas Marron

Sommaire

Introduction	775
5.1. Spécificités des plantations forestières : TCR et TCCR	776
5.1.1. Effet agronomique de l'épandage	780
5.1.2. Contamination de l'environnement.....	786
5.1.3. Conclusion	788
5.2. Spécificité des forêts	791
5.2.1. Effet agronomique de l'épandage	792
5.2.2. Contamination de l'environnement.....	793
Références bibliographiques citées dans le chapitre 5	795

Introduction

Les systèmes forestiers et agricoles ont des similitudes et des différences. Tout comme les systèmes agricoles, les forêts fonctionnent selon les mêmes grands processus écophysologiques et biogéochimiques. Toutefois, certaines caractéristiques sont différentes et méritent d'être soulignées dans le cadre de la présente expertise. Tout d'abord, les forêts sont moins artificialisées, reçoivent moins d'interventions de gestion et sont conduites sur des rotations bien plus longues que les systèmes agricoles. Cela a pour conséquence que l'apport de Mafor est essentiellement envisagé comme ponctuel, voire sur des pas de temps longs (e.g. la décennie). Cela implique également que la majorité des forêts, au moins les forêts françaises, sont classiquement gérées sans aucun intrant. De ce point de vue, la question de l'épandage des Mafor représente un changement potentiellement révolutionnaire pour de nombreux gestionnaires, propriétaires et organisations non gouvernementales. Enfin, la forêt française est, dans son ensemble, *multifonctionnelle* à savoir qu'elle assure à la fois une fonction de production (e.g. bois), une fonction environnementale (e.g. biodiversité ; système de filtration hydrologique) et une fonction sociale (e.g. aménités ; zones récréatives périurbaines).

A l'heure actuelle, les possibilités d'épandage en forêt varient selon les Mafor. L'épandage des **effluents d'élevage issus d'installations classées** est interdit "*sur sol non cultivé*" et par conséquent exclu en forêt. L'épandage des **boues d'épuration urbaines**, qui ne sont pas issues d'installations classées, est interdit "*en dehors des terres régulièrement travaillées et des prairies normalement exploitées*" et "*sur les parcelles boisées*", sauf à ce que les opérations puissent être conduites sur ces dernières sans risque pour le sol, la faune sauvage et le public. Tant que l'arrêté devant fixer les règles en la matière n'est pas pris, les épandages de boues en forêt doivent toutefois faire l'objet d'une autorisation spéciale. Enfin, l'épandage des **déchets issus d'installations classées**, de même que celui des **effluents d'élevage qui ne sont pas issus d'installations classées**, est interdit seulement en dehors des terres régulièrement travaillées et des prairies et des forêts normalement exploitées.

Les écosystèmes forestiers se distinguent également des systèmes agricoles de par les propriétés de leurs sols. Ces différences de sol ont des interactions importantes avec l'épandage de Mafor (*cf.* ci-dessous les contributions détaillées). Contrairement aux sols agricoles, le pH des sols forestiers n'est pas piloté par le sylviculteur. En conséquence, la gamme de valeurs de pH rencontrées dans les forêts françaises est très large ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 3,5-8,0$), avec une prédominance de sols acides ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 5,5$ dans 62% des cas ; Badeau et al. (1999)). Par ailleurs, les sols forestiers sont en moyenne beaucoup plus organiques que les sols agricoles. Cela concerne bien sûr la présence d'une litière forestière, mais aussi des teneurs plus élevées en C organique des horizons minéraux du sol ($[\text{C}_{\text{org}}] > 20 \text{ mg g}^{-1}$ dans 71% des forêts contre 31% pour les systèmes agricoles ; Badeau et al. (1999)). Les matières organiques des sols forestiers sont généralement moins décomposables que celles des sols agricoles (C/N > 10 dans 92% des sols forestiers et 11% des sols agricoles ; Badeau et al. (1999)). Enfin, pour des raisons historiques, les forêts poussent en moyenne sur des types de sols différents des sols agricoles. On rencontre ainsi relativement plus de reductisols (sols hydromorphes), de podzosols (ou apparentés) et de brunisols en forêts. A l'inverse, les fluvisols sont relativement moins abondants.

Cette partie vise à faire l'état de l'art sur les connaissances concernant les effets d'épandages de Mafor dans les écosystèmes forestiers. Il convient de souligner que la notion d'écosystèmes forestiers recouvre des réalités très contrastées. En effet, la gestion d'un taillis à très courte révolution s'apparente plus à une gestion agronomique classique qu'à de la sylviculture. On parle alors de ligniculture. A l'inverse, les forêts domaniales ou les forêts d'altitude sont le plus souvent gérées avec très peu d'interventions sur des cycles de production s'étalant sur plusieurs décennies, voire des siècles. Tous les cas intermédiaires existent entre ces deux extrêmes et il y a ainsi un gradient d'intensification de gestion des écosystèmes forestiers. L'épandage de Mafor, et les raisons pour lesquelles elles sont épandues, varient sensiblement en fonction du type d'écosystèmes forestiers. En simplifiant fortement, on peut distinguer deux cas de figure : 1) dans les écosystèmes forestiers gérés très intensivement, les Mafor sont apportées généralement pour soutenir un haut niveau de productivité et/ou pour épandre des produits résiduaire impropre à l'agriculture. Les doses de Mafor et la fréquence des apports peuvent être relativement élevées. 2) dans les écosystèmes forestiers gérés plus extensivement, les Mafor sont apportées pour améliorer/maintenir la fertilité de certaines forêts poussant sur sols pauvres et/ou pour augmenter modérément la croissance des arbres. C'est pourquoi ce chapitre est articulé en deux parties : 1) les taillis (TCR et TCCR ; récolte respectivement tous les 2-3 ans et 4-10 ans) et les peuplements gérés très intensivement (révolution forestière $\leq 10-15$ ans, environ) ; 2) les forêts plantées pour la production (e.g. *Short Rotation Forestry* ; rotation de 15-40 ans environ) et les forêts gérées extensivement (rotation jusqu'à 2 siècles).

5.1. Spécificités des plantations forestières : TCR et TTCR

Nicolas Marron

Introduction

Les enjeux énergétiques et environnementaux actuels ont remis sur le devant de la scène les plantations dédiées à la production de biomasse végétale. Parmi elles, les plantations intensives d'arbres, à rotations courtes, sont souvent installées sur des sites peu fertiles, délaissés par l'agriculture à fins alimentaires, pour éviter la concurrence avec ces cultures. Les espèces utilisées ont néanmoins des besoins nutritionnels conséquents et il est difficile de fertiliser chimiquement ce type de plantation en étant rentable et sans risque de pollution pour l'environnement. Dans ce contexte, l'épandage de Mafor présente *a priori* le double intérêt de répondre aux besoins en nutriments de ces plantations d'arbres à moindre coût tout en recyclant des matières issues de déchets.

L'impact des épandages de matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor) en plantations forestières, et plus particulièrement en taillis à courte et très courte rotations (TCR et TTCR), est évalué. L'accent est mis sur les principales espèces dédiées aux plantations forestières intensives : eucalyptus, saule et peuplier. L'effet des épandages de Mafor est étudié en termes d'effets agronomiques (effets positifs, fertilisants) et d'effets environnementaux (effets négatifs, contamination, toxicité).

Corpus bibliographique utilisé

Deux corpus de références bibliographiques ont été analysés : 1 006 références initialement fournies suite à la première recherche dans les « Topics » croisant les mots clés relatifs aux Mafor et ceux se rapportant aux taillis à courte et très courte rotations (TCR / TTCR) et plantations forestières¹ (corpus 1), et 546 références issues de la recherche dans les titres (corpus 2). Il s'agissait exclusivement d'articles de revues à comité de lecture et de chapitres d'ouvrage ; les actes de colloques n'ont pas été inclus. Quelques rapports finaux de projets de recherche traitant d'épandages d'eaux usées en TCR/TTCR ont également été intégrés à l'analyse (projets français Wilwater et TSAR, projet européen du EU-FAIR Programme).

Après une première analyse, seuls 25% des références ont été retenues. Le faible pourcentage de références retenues s'explique par plusieurs facteurs :

- Le terme « plantation » utilisé dans la recherche ne s'appliquait pas uniquement aux plantations forestières,
- Les abréviations SRC et SRF (« short rotation coppice » et « short rotation forestry ») ont d'autres significations (« specific resistance to filtration », « src-kinase », etc.),
- En anglais, le terme « ash » ne signifie pas uniquement « cendre » mais également « frêne »,
- Les feuilles ou écorces de certaines espèces dont les noms ont été utilisés dans la recherche (eucalyptus, saule) sont parfois épandues, sans qu'il ne soit question de plantation de ces espèces dans les études.

In fine, 398 références concernaient les plantations d'arbres (284 issues du corpus 1 et 198 issues du corpus 2, 84 étaient présentes dans les deux corpus), parmi lesquelles 257 traitaient spécifiquement des TCR et TTCR et des espèces qui les composent (peuplier, saule, eucalyptus) (65%). Le nombre de références concernant les épandages de Mafor en plantations forestières est finalement relativement réduit en comparaison des épandages de Mafor sur sols agricoles.

Les références couvrent la période de 1976 à 2013, avec une nette augmentation de leur nombre à partir de 1998 (Figure 5-1-1). Cela est sans doute à rapprocher du développement des plantations forestières dédiées à la production de biomasse à cette période. La biomasse végétale représente en effet une des alternatives à l'utilisation des combustibles fossiles et du nucléaire, et leur fertilisation par le biais de résidus permet *a priori* de réduire les coûts financiers et environnementaux associés à une fertilisation chimique. Les références sont issues de tous les continents, l'Europe arrivant en tête, surtout lorsque seuls les TCR/TTCR sont considérés (51% des références ; Figure 5-1-2). La réduction des émissions de gaz à effet de serre, notamment par l'intermédiaire de la substitution aux combustibles fossiles de la biomasse, est un enjeu particulièrement

¹ ("short rotation forestry" or "short rotation coppice" or poplar* or populus or willow* or salix or eucalyptus or plantation*)

prégnant en Europe et en Amérique du nord qui explique sans doute pourquoi près de trois quarts des études sur les épandages de Mafor en TCR/TTCR proviennent de ces deux continents.

Figure 5-1-1. Evolution du nombre d'étude traitant des épandages de Mafor en plantations forestières entre 1976 et 2013.

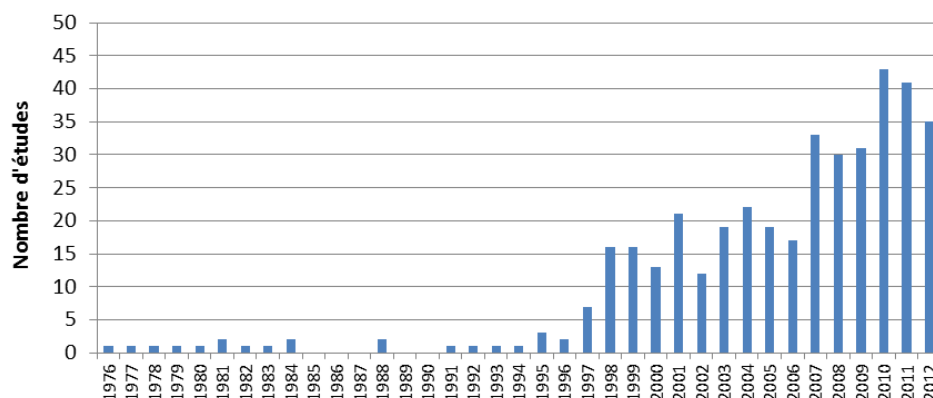
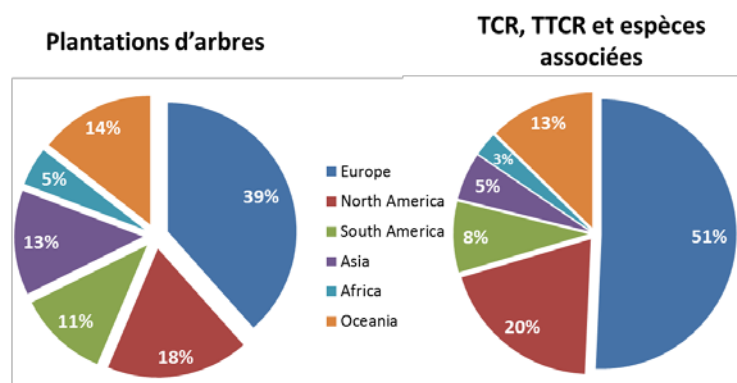
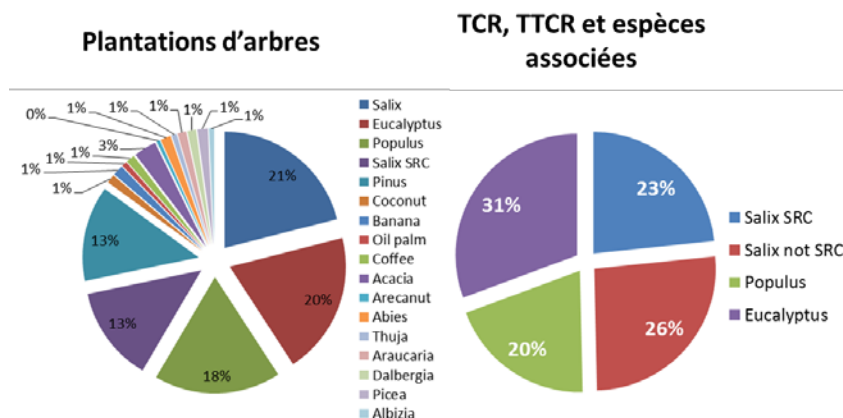


Figure 5-1-2. Répartition géographique des études menées sur les épandages de Mafor en plantations forestières et plus spécifiquement en plantations à courte rotation (TCR / TTCR).



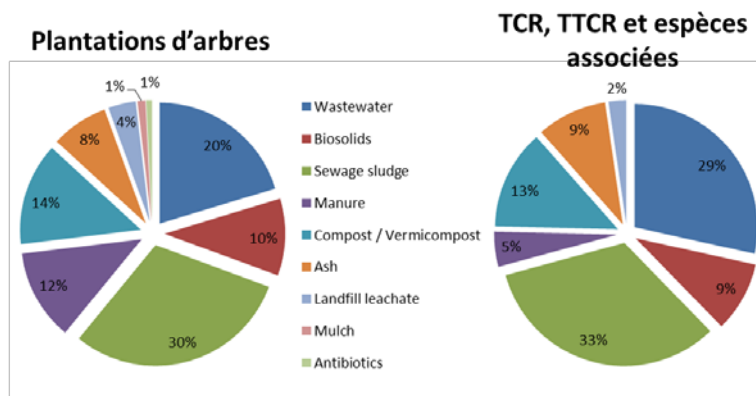
Lorsque seuls les TCR/TTCR et leurs espèces sont considérés, près de 50% des références concernent le saule (un tiers lorsque toutes les plantations forestières sont considérées ; Figure 5-1-3). L'eucalyptus et le peuplier suivent (respectivement 31% et 20%). Cette répartition est assez représentative de la part relative des trois espèces dans le paysage mondial des plantations à fins bioénergétiques : en milieu tempéré, le saule est principalement utilisé pour les très courtes rotations, alors que, en milieu tropical, l'eucalyptus est l'espèce de prédilection ; néanmoins, seul un quart des études provient d'Afrique, d'Asie et d'Amérique Latine, ce qui explique la prédominance du saule dans les études. Pour les plantations forestières au sens large, le pin est également largement représenté ainsi, dans une moindre mesure, que les espèces tropicales telles que caféiers, palmiers, bananiers, cocotiers, etc. Quelques articles traitent d'espèces plus anecdotiques, surtout résineuses (Epicéa, Sapin, Araucaria, Thuya, etc.).

Figure 5-1-3. Répartition par genres du matériel végétal utilisé dans les études traitant des épandages de Mafor en plantations forestières et plus spécifiquement en plantations à courte rotation (TCR / TTCR).



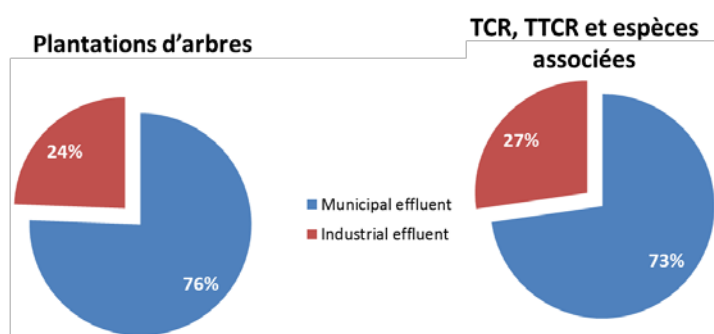
La majorité des références traitent d'épandages d'eaux usées (« wastewater », dont l'apport en nutriments est étudié, pas uniquement l'effet « irriguant ») et de boues d'épuration (« sewage sludge » et « biosolids ») (Figure 5-1-4). Les fumiers / lisiers (« manure »), composts, cendres (« ash ») et lixiviats de décharges (« landfill leachate ») viennent ensuite. Quelques études traitent d'épandages plus confidentiels tels que des résidus de l'industrie pharmaceutique, les paillages (« mulch »), de l'urine ou des excréments d'animaux ou humains, ou divers sous-produits de l'industrie.

Figure 5-1-4. Répartition des études par type de Mafor épanchées en plantations forestières et plus spécifiquement en plantations à courte rotation (TCR / TTCR).



Les matières résiduaire considérées dans la littérature sont d'origines très diverses. Globalement, les effluents (tous types) sont pour un quart d'origine industrielle et trois quarts d'origine municipale (Figure 5-1-5). Les industries impliquées sont variées : textile, tannerie, papeterie, armement (munitions), laiterie, pharmaceutique, pesticides, industrie du bois, distillerie, aciérie, etc. Néanmoins, les références relatives aux différents types d'industries sont très peu nombreuses ; chaque type demeurant finalement assez anecdotique dans la bibliographie. Les quantités de Mafor épanchées sont également très variées et sont souvent exprimées en termes divers : masse sèche, masse fraîche, volume, teneur en un élément (azote, phosphore...) ou un polluant (cuivre...), etc., ce qui rend la comparaison entre les études très difficile. Une spécificité des épandages de Mafor en plantations forestières intensives par rapport aux épandages en milieu agricole semble être que, dans certains cas, outre l'effet fertilisant de l'épandage, une conséquence collatérale attendue soit une accumulation / une séquestration par les arbres à croissance rapide des éléments indésirables présents dans les Mafor. Cela a sans doute un impact sur la gamme des Mafor appliquées en TCR / TTCR, englobant des matières très contaminées (lixiviats de décharges, effluents industriels pollués, etc.).

Figure 5-1-5. Origine (municipale ou industrielle) des Mafor épanchées en plantations forestières et plus spécifiquement en plantations à courte rotation (TCR / TTCR).

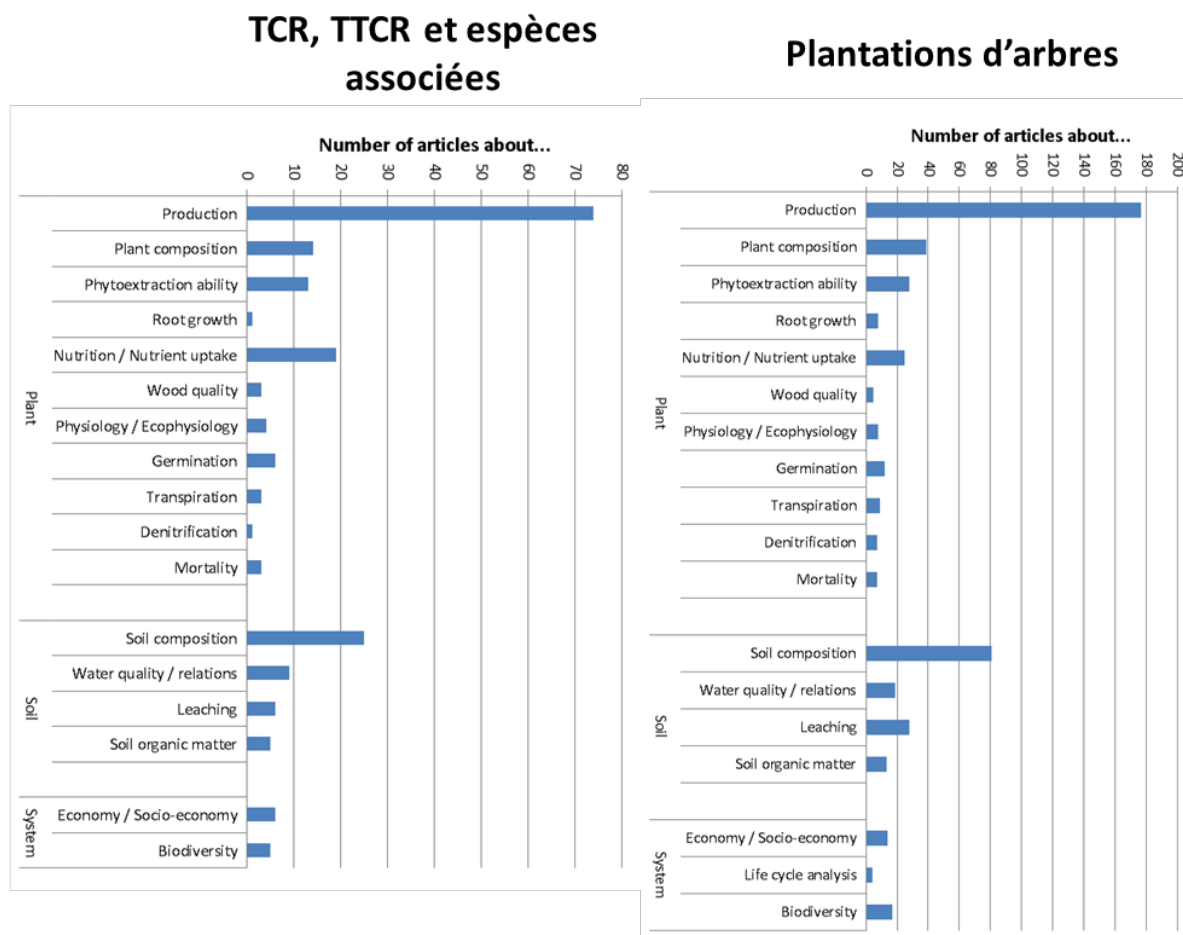


En termes d'objets sur lesquels l'effet des Mafor est évalué dans la littérature, trois catégories de références peuvent être distinguées (Figure 5-1-6) :

- L'énorme majorité des articles s'intéresse à la **réponse de la plante** à la fertilisation occasionnée par l'épandage des Mafor, principalement en termes d'effet sur la production. Dans une moindre mesure, les effets sur la composition chimique de la plante, sur sa nutrition et sa capacité à absorber les nutriments ou les métaux lourds présents dans les Mafor (en vue de l'utilisation des végétaux pour la phytoremédiation) sont abordés. Enfin, un nombre plus réduit d'articles s'intéresse à l'effet des épandages sur la physiologie de la plante, la qualité du bois produit, la croissance racinaire, la germination, etc.
- L'effet de l'épandage des Mafor sur le **sol** est abordé par un nombre plus limité d'articles : composition, qualité de l'eau, teneur en matière organique, lessivage, etc.

- Le **système de culture** dans son ensemble est considéré par une troisième catégorie de références. Il s'agit d'une catégorie plus restreinte qui traite notamment de l'effet des épandages sur la biodiversité, sur les émissions de protoxyde d'azote par la culture, sur la rentabilité du système d'épandage, son acceptabilité par la société, etc.

Figure 5-1-6. Objets (plante, sol, système de culture) sur lesquels l'effet des Mafor épandues en plantations forestières et plus spécifiquement en plantations à courte rotation (TCR / TTCR) est évalué dans la littérature.



Pour éviter la redondance avec le corpus « forestier » proprement dit, seules les références relatives aux plantations de saule, peuplier et eucalyptus (à courte rotation ou non) ont été analysées dans la suite du document (257 références). La composition des matières résiduaire épandues, le mode d'épandage, la nature du sol (composition, structure, antécédent, etc.), les conditions climatiques, le matériel végétal (nature, densité de plantation, âge, etc.) étant spécifiques à chaque étude, il est très difficile de généraliser les conclusions des différentes expérimentations et de définir des tendances générales. A noter également que certains articles d'Europe de l'est (beaucoup d'études provenant de Pologne) ou du Brésil (nombreuses études sur eucalyptus) n'étaient pas rédigés en anglais, à l'exception du résumé.

Le tableau 5-1-1, en fin de document, synthétise les effets agronomiques et environnementaux (plante, sol, système de culture) des différentes Mafor lorsque les tendances rapportées dans la littérature étaient nettes (augmentation, diminution, pas d'effet). Le tableau 5-1-2, en annexe, dresse la liste des références utilisées pour cette contribution en indiquant (1) le pays d'origine, (2) le matériel végétal utilisé, (3) le type de Mafor épandue, (4) la dose appliquée (quand l'information était facilement trouvable), (5) l'« objet » sur lequel l'effet de la Mafor était étudié, et (6) la tendance générale des conclusions de l'article (effet positif, effet négatif, pas d'effet ou effet mitigé).

5.1.1. Effet agronomique de l'épandage

5.1.1.1. Impact sur la production et la physiologie des arbres

La plupart des études menées sur les épandages de **boues issues de stations d'épuration municipales** font état de stimulations importantes de la croissance des saules, peuplier et eucalyptus, supérieure à celle obtenue en réponse à une fertilisation minérale (Lin et al., 2004 ; Rocha et al., 2004 ; Lombard et al., 2011 ; Madejon et al., 2012 ; Holm et Heinsoo, 2013). Certaines études mentionnent des multiplications de rendement par deux ou trois (De Lira et al., 2008 ; Heinsoo et Holm, 2010). Les **boues chaulées** donnent les meilleurs résultats ; les **boues chauffées** les moins bons (Simon et al., 1991 ; Bonnet et al., 2002 ; Adegbidi et Briggs, 2003). Les **boues compostées** sont également recommandées à raison de 30 à 60% du substrat pour avoir un effet bénéfique sur la croissance (Bonnet et al., 2002 ; Styszko et al., 2011). Il a néanmoins été montré que les boues d'épuration non compostées (digérées anaérobies) libèrent plus d'azote que les boues compostées (Adegbidi et Briggs, 2003). Dans ce sens, d'autres études n'ont montrées que peu d'effet des boues compostées sur les rendements de saules, les boues ne suffisant pas à satisfaire les besoins nutritionnels des arbres (Labrecque et Teodorescu, 2003).

Outre la production de biomasse et la croissance, les apports de boues occasionnent une moindre mortalité (Mercuri et al., 2005), une augmentation de la surface foliaire (Garcia et al., 2010), une stimulation de la colonisation des racines par les mycorhizes (ectomycorhizes et mycorhizes arbusculaires ; Madejon et al., 2012), ou encore une augmentation de l'absorption du phosphore et de l'azote (Arriagada et al., 2009a, 2009b). En termes d'anatomie du bois, les boues n'affectent pas la taille des fibres et des vaisseaux, les teneurs en lignine et cellulose et le pouvoir calorifique (Fijalkowska, et Styszko, 2011), mais elles ont un effet sur la densité du bois, variable selon les études : augmentation (Sette et al., 2009) ou diminution (Barreiros et al., 2007). Les résultats contradictoires obtenus dans ces deux études sur l'eucalyptus sont peut-être dus à des différences d'âge du matériel végétal testé (2 ans pour (Sette et al., 2009) et 5 ans pour (Barreiros et al., 2007). L'intérêt de l'épandage de boues réside également dans le fait qu'elles libèrent progressivement leurs nutriments, les stimulations de croissance étant parfois d'avantage observées un an ou plus après l'épandage (Lazdina et al., 2007a). L'effet fertilisant des boues est d'avantage observé lorsque le sol est bien drainé (Labrecque et al., 1997). Chez le saule, une variabilité génétique a été mise en évidence en termes de capacité à utiliser les différents types de boues pour la production de biomasse (Simon et al., 1991 ; Styszko et al., 2009 ; Styszko et al., 2010a, 2010b) ainsi que pour leur capacité à accumuler dans le bois ou l'écorce les métaux éventuellement présents dans les boues (Pulford et al., 2002). Le potentiel à accumuler les métaux dépend de la productivité des saules et du type de métaux, Cd et Zn étant principalement absorbés, Ni, Hg, Cu et Pb moins (Labrecque et al., 1995 ; Pulford et al., 2002). L'effet bénéfique de l'épandage des boues sur la croissance des arbres peut être réduit par le développement accru de la végétation herbacée, accentuant la compétition avec les arbres, d'autant plus dans les systèmes agroforestiers (Mercuri et al. ; Mosquera-Losada et al., 2011).

Les effets d'épandages de **boues** ou de **déchets issues d'industries** diverses et variées (détaillées ci-après) ont été étudiés. Les études peuvent être grossièrement classées en deux catégories en fonction de l'objectif visé par l'épandage : (1) apporter aux arbres une fertilisation tout en valorisant un déchet, ou (2) tout simplement se débarrasser de déchets industriels, souvent pollués, en essayant de limiter les impacts sur l'environnement et en visant une séquestration à plus ou moins long termes des éléments indésirables présents dans les Mafor dans les arbres. Le distinguo entre les deux catégories n'est pas toujours évident car un effet fertilisant est souvent observé même lorsque ce n'est pas le premier but recherché. **Il est important de noter que les expérimentations de la deuxième catégorie, utilisant des Mafor particulièrement sales, ont toutes été menées en pots, en conditions contrôlées, et non au champ.** A l'exception des boues papetières, les boues issues des différentes industries ne font l'objet que d'un nombre très réduit d'études.

(1) Epandages à but fertilisant, tout en valorisant la Mafor :

- Des expérimentations en conditions contrôlées ont montré que l'ajout de 30% (en poids) de **boues papetières** au substrat cause une augmentation de la production de biomasse de saules d'un facteur six (Kacprzak et Fijalkowski, 2009). Néanmoins, une telle stimulation de la croissance n'est pas observée lorsque les expérimentations sont menées en plantation (possiblement en raison du statut nutritionnel du site où l'expérience est menée, ou au lessivage des nutriments apportés ; (Quaye et al., 2011) ou une fertilisation

azotée supplémentaire est nécessaire en raison des faibles teneurs en azote de ce type de Mafor (Filiatrault et al., 2006 ; Rezende et al., 2010). La dilution avec de l'eau des effluents papetiers (50/50) provoque l'accumulation et la précipitation du sodium au niveau des racines de peuplier sans que les teneurs ne soient toxiques pour la plante (Patterson et al., 2009a). La croissance est plus stimulée que par l'épandage de l'effluent non dilué (Patterson et al., 2008a).

- La surface foliaire, la production de biomasse, l'absorption de nutriments et le rapport tige/racine de l'eucalyptus sont stimulés par les **effluents de boucherie**. La température est le facteur influençant le plus l'absorption des nutriments, non la quantité de nutriments apportée (Guo et Sims, 2000).
- Les **boues de lavage de lignite** entraînent une diminution des teneurs foliaires en azote et une augmentation des teneurs en B et Cd. Ces boues ne favorisent pas la croissance des peupliers les premières années après épandage, peut-être en raison du fait de l'acidification du sol causée par la pyrite qu'elles contiennent et de leurs teneurs limitées en substances organiques (Dzeletovic et al., 2009).
- Les eucalyptus recépés (coupés en fin de saison pour favoriser la vigueur lors de la reprise de croissance) voient leur croissance affectée par les **effluents d'usine de transformation d'aliments**, mais pas les non recépés, sans doute en raison de l'ennoyage des souches par les effluents (Piper et al., 2011).

(2) Epandages à but d'évaluation de l'effet de la Mafor sur les arbres et sur l'environnement :

- Les **boues issues de tanneries**, bien qu'elles soient contaminées aux métaux lourds, occasionnent une augmentation de la croissance de saules (Italie, en pot ; Giachetti et Sebastiani, 2006) et de l'assimilation nette et de la croissance de peupliers, mais les plantes n'accumulent que de faibles quantités de métaux lourds (Tognetti et al., 2004).
- Les **effluents d'aciéries** (libérés après le lavage des plaques de tôle à l'aide d'acide nitrique, du soufre et d'acide fluorhydrique) entraînent la mort de semis d'eucalyptus en raison des fortes concentrations en ions métalliques et faibles concentrations en Ca, Mg, K, Na, N et P (Inde, en pot ; Bhati et Singh, 2003). Il faut mélanger ce type d'effluent avec des effluents municipaux et/ou de l'industrie textile pour observer un effet positif sur la croissance.
- Les **déchets de l'industrie du zinc** entraînent de fortes quantités de métaux dans les feuilles de saule et des symptômes de phytotoxicité liée à Zn et Cd (Brésil, en pot ; Gomes et al., 2011).
- Les **effluents de l'industrie textile** (libérés après le lavage de colorants en excès lors de la teinture de vêtements) réduisent les taux de mortalité de semis d'eucalyptus, mais ces effluents entraînent la moindre croissance en comparaison des effluents municipaux et d'aciéries (Inde, en pot ; Bhati et Singh, 2003). Une fois encore, le mélange des deux types d'effluents donne les meilleurs résultats en termes de gain de productivité.
- Des **déchets ou des boues industriels organiques riches en métaux lourds** (Zn, Cu, Cr, Cd) n'ont pas d'effet toxique sur les peupliers. L'épandage augmente la production de biomasse et la surface foliaire, et entraîne des modifications des allocations de biomasse entre les racines et les tiges (Italie, en pot ; Sebastiani et al., 2004). Le cuivre présent en excès n'est jamais toxique pour la plante ; toxique à partir de 137 mg/kg pour les mycorhizes ; et toxique quelle que soit sa teneur pour les microorganismes du sol. L'augmentation des teneurs en zinc entraînent une diminution de la productivité, de la colonisation des racines par les mycorhizes et des microorganismes du sol (Australie, en pot ; Jeyakumar et al., 2010).
- Des **boues portuaires contaminées à la tributyltine** (agent anti-encrassement présent dans la peinture bon marché) n'entraînent pas de mortalité des saules même aux plus fortes doses, bien que la croissance et la transpiration des saules soient très réduites. La toxicité est plus marquée à pH 7 qu'à pH 4 (Danemark, en laboratoire ; Trapp et al., 2004).
- Plus de 5% de **poudre de sous-produit de brique épuratrice d'air** affectent négativement la production de biomasse, la surface foliaire et la fluorescence chlorophyllienne. En comparaison, pour le maïs, 12,5% sont nécessaires pour observer ces effets (USA, en pot ; Thomas et al., 2007).
- Des **effluents générés par la production du fongicide Mancozeb** (fortes quantités de sulfates) provoquent l'inhibition de la croissance des eucalyptus (Inde, en pot ; Kanekar et al., 1998).
- Les **résidus liquides issus de l'extraction du bitume**, riches en sodium, sulfate et chlorures, entraînent la chute rapide des feuilles des peupliers et saules, qui sont cependant rapidement remplacées par de nouvelles feuilles, morphologiquement différentes. Le peuplier montre une forte tolérance à tous les traitements (Canada, en culture hydroponique ; Renault et al., 1998 ; Renault et al., 1999).

Il apparaît que **le mélange de plusieurs types d'effluents** (e.g. effluents municipaux, d'aciéries et de l'industrie textile) **ou leur dilution avec de l'eau est souvent le plus efficace pour favoriser la survie et la croissance des arbres et pour réduire les effets toxiques des effluents sur les plantes** (Bhati et al., 2003).

La plupart des études traitant d'épandages d'eaux usées en plantations forestières intensives s'intéressent à l'apport de nutriments procuré par les eaux, non à l'aspect « irrigation ». D'ailleurs, ces études expriment la plupart du temps les quantités de Mafor apportées en termes de quantités d'azote ou de nutriments et non en termes de volumes de liquide. D'une manière générale, les eaux usées n'entraînent pas de dommage à court terme sur les plantes et favorisent la croissance des peupliers, saules et eucalyptus (Hansson et al., 1999 ; Moffat et al., 2001 ; Dimitriou et Aronsson, 2004 ; Chamy et al., 2007 ; Dimitriou et Aronsson, 2011). Notamment, des **eaux usées riches en nutriments et en matière organique** provoquent un gain de biomasse produite de 143% pour l'eucalyptus, 54% pour le peuplier et 274% pour le saule (Pandey et al., 2011). De même, le passage d'une dose de 10 mgN/L à 40 mgN/L dans des **eaux usées ayant subies un traitement secondaire** provoque un gain de croissance en hauteur de plus de 85% et d'indice foliaire (LAI) de plus de 55% des eucalyptus la deuxième année ; l'effet n'est pas significatif la première année (Edraki, et al., 2004). Ces résultats sont néanmoins à nuancer pour les **eaux usées hyper salées** qui réduisent de 60 à 70% la croissance foliaire et de la tige des eucalyptus. La salinité entraîne une réduction de 50% de l'efficacité de conversion du carbone en biomasse, mais cet effet a disparu trois semaines après le lessivage du sel. La salinité n'a pas d'effet sur l'utilisation de l'eau par les eucalyptus (Myers et al., 1998). L'effet fertilisant des eaux usées dépend de leur origine. Notamment, les **eaux usées domestiques** favorisent plus la croissance des peupliers que les **eaux usées municipales** et que l'eau témoin, en raison de teneurs en nutriments et matière organique plus favorables et de plus faibles teneurs en polluants (Tanvir et Siddiqui, 2010). L'effet bénéfique des eaux usées sur la croissance des arbres dépend également de la richesse initiale du sol. Par exemple, l'azote retrouvé dans la biomasse aérienne (335 kgN/ha) et la litière (19 kgN/ha) d'eucalyptus en réponse à un épandage d'**eaux usées traitées secondairement** (508 kgN/ha) après cinq ans n'est que faiblement supérieur à celui retrouvé pour des eucalyptus irrigués avec de l'eau normale (301 kgN/ha dans la biomasse et 34 kgN/ha dans la litière) (Snow et al., 1999). De même, malgré une stimulation de la croissance de peupliers et d'eucalyptus en réponse à un épandage d'**eaux usées prétraitées**, seuls respectivement 31 et 35% des quantités d'azote et de phosphore appliquées sont absorbés par les arbres (Tzanakakis et al., 2009). Les **eaux usées issues du mélange d'effluents de centaines d'industries de natures variées** à Hudiera (Pakistan) entraînent une accumulation de sodium, cadmium et chrome dans les tissus d'eucalyptus (Shah et al., 2010). Le potassium et le phosphore augmentent dans les racines, tandis que le fer augmente à la fois dans les racines et dans les tiges. Le mélange des eaux usées avec de l'eau (50/50) est le plus bénéfique pour la croissance de l'eucalyptus (Shah et al., 2010). Comme pour les boues, d'une manière générale, **il semblerait que le mélange d'effluents de plusieurs origines ou leur dilution avec de l'eau soit plus favorable à la croissance des arbres et moins nuisible pour l'environnement**. Le nombre de feuilles et la biomasse des eucalyptus est accru avec l'augmentation des quantités d'**eaux usées municipales** épandues. Les semis accumulent le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium (Singh et Bhati, 2003). De nombreuses études font particulièrement référence à l'absorption et à l'accumulation du cadmium par les espèces ligneuses à croissance rapide utilisées pour les plantations à rotation courte (Moffat et al., 2001 ; Shah et al., 2010 ; Tanvir et Siddiqui, 2010).

Les **lisiers et fumiers de porcs, de bovins et de volaille** augmentent significativement la productivité des saules, peupliers et eucalyptus en comblant les carences en azote et en potassium (Adegbidi et al., 2003a ; Cavanagh et al., 2011 ; Costa et al., 2011 ; Han et al., 2012 ; Lafleur et al., 2012). La séquestration du carbone est également améliorée (Lafleur et al., 2012). Il a aussi été montré que les **effluents issus d'élevage laitiers** (incluant de l'urine et des fèces et éventuellement les produits chimiques utilisés pour nettoyer les zones de traite et de stabulation) augmentent la biomasse et la transpiration des saules. Les plus fortes doses (558 kgN/ha) entraînent néanmoins des chloroses liées à un excès de chlore. L'épandage de ce type d'effluent peut également entraîner une déficience en soufre des feuilles (Marmioli et al., 2012). De plus, les doses les plus élevées de ces effluents de fermes laitières occasionnent une stimulation de la croissance des racines (fines et grossières) des saules et eucalyptus dans les horizons superficiels du sol, pouvant avoir des conséquences lors de l'utilisation de machines lourdes au champ (Heaton et al., 2002). L'association de boues papetières avec le lisier de porc donne les meilleurs résultats en termes de stimulation de la croissance des peupliers en comparaison avec les épandages de chacun des deux résidus seuls (Lteif, et al., 2007). En comparaison avec des eaux usées ou des boues municipales, il a également été montré que de l'**urine humaine diluée** (1 à 3% d'urine sur environ un hectare en Suède) présente les meilleurs résultats en termes de stimulation de la croissance de taillis à très

courte rotation de saules (projet européen {FAIR5-CT97-3947, 2003). Ce type d'épandage est néanmoins associé à une augmentation des attaques de pathogènes et ravageurs (acariens, rouille foliaire, chrysomèles, etc.), mais les effets négatifs des pathogènes sur la production sont limités (Ahman et Wilson, 2008 ; projet européen (FAIR5-CT97-3947, 2003).

Quelques études se sont intéressées à une conséquence collatérale de l'épandage de fumiers et de lisiers : l'effet sur la physiologie des arbres de la présence au sein de ces Mafor de substances antibiotiques utilisés pour traiter les animaux. Trois types d'antibiotiques ont été étudiés, sulfaméthoxine, sulfadiazine et triméthoprime. La **sulfadiméthoxine** présente dans les fèces de veaux traités épandus dans une plantation de saules entraîne une diminution du taux de transport d'électrons et de l'assimilation nette de CO₂ pour la dose la plus forte. Des altérations de la morphologie racinaire sont également observées. Les racines du saule présentent un fort potentiel d'accumulation des antibiotiques, démontrant que le saule peut absorber et tolérer de fortes doses d'antibiotiques (Michelini et al., 2012a). Le saule accumule et supporte mieux la **sulfadiazine** que le maïs. L'antibiotique, principalement accumulé dans les racines, provoque une altération du géotropisme des racines, une augmentation du nombre de racines latérales et une diminution de l'absorption d'eau. Les fortes doses causent une réduction du rapport C/N et des teneurs en chlorophylles (Michelini et al., 2012b). La **triméthoprime** est toxique pour les saules à une concentration de 100 mg/L (Mikes et Trapp, 2010).

Les études sur les effets des divers types de composts sur la production sont assez disparates et les résultats très variables. Le **compost de fumier** n'augmente ni le développement racinaire, ni le statut hydrique des peupliers, mais il augmente les propriétés de rétention de l'eau du sol. Ce type de compost cause également un gain de croissance (Larcheveque et al., 2011). Le **compost de déchets solides municipaux** n'a pas d'effet sur l'enracinement des saules (Chong, 1999) mais stimule la croissance de peupliers et d'eucalyptus (Rockwood et al. 2012). Le **compost ou le paillage de fougère** australe (bouillie et lavée afin d'éliminer de possibles substances allélochimiques) stimule la croissance de semis d'eucalyptus, de manière modérée (8 à 20%) (Taylor et Thomson, 1998). Comparé à des doses de 0, 10 et 50% de **compost de déchets de décharges** (dont le métal, le plastique et le verre ont été retirés), 25% (75% de sol) provoquent la meilleure croissance en hauteur des saules. Le compostage pendant 2 ans est plus efficace que pendant 1 an (Wroblewska, 2008). Il a également été montré qu'un mélange de **compost domestique et de copeaux de bois** entraîne une recolonisation naturelle, notamment par de semis de saule, de milieux pollués aux métaux lourds (Helmisaari et al., 2007).

Les résultats à propos des effets des **lixiviats issus du compostage** de déchets verts et de déchets organiques municipaux sont également variables : dans certains cas, ils réduisent jusqu'à 62% la biomasse aérienne de peupliers et saules (Justin et al., 2010), alors que dans d'autres cas, une augmentation de la hauteur et du diamètre de peupliers et de robiniers est observée (Jarecki et al., 2012). Ces épandages sont associés à des augmentations des teneurs en sodium des feuilles des arbres, qui n'occasionnent néanmoins pas d'effet visuel de toxicité ou de carence. Les autres nutriments foliaires (N, P, K, Ca et Mg) sont peu affectés (Kalecki, et al., 2012). Les **lixiviats de vermicompost** augmentent par plus de deux ou trois fois le pourcentage de semis d'eucalyptus émergés. Les auteurs recommandent les lixiviats de vermicompost en complément d'une fertilisation chimique (Kandari et al., 2011).

Les **lixiviats de décharge** apportent jusqu'à 2 144 kgN/ha, 144 kgP/ha et 709 kgK/ha au système de culture (Justin et al., 2010). Cependant un complément en phosphore peut être nécessaire (Hasselgren, 1998). Ce type de Mafor augmente jusqu'à 155% la production de biomasse de saules et de peupliers (Justin et al., 2010). Le développement des racines latérales est stimulé, mais pas celui des racines basales (Zalesny et Zalesny, 2011). Le saule absorbe sélectivement les métaux lourds présents dans ce type d'effluent, surtout le cadmium. En raison de l'évapotranspiration très élevée, de la croissance rapide et des systèmes racinaires étendus des peupliers et des saules (particulièrement les hybrides très productifs), de fortes doses de lixiviats de décharge pollués peuvent être utilisées (Aronsson et Perttu, 2001 ; Zalesny et al., 2009). Il a notamment été montré que l'utilisation de saules présentant de fortes transpirations permet de multiplier par 1,3 à 5 l'évaporation par rapport à un sol nu. Néanmoins, l'efficacité de transpiration n'est pas suffisante pour vaporiser tout l'apport de lixiviats de décharge et la nappe doit être isolée pour éviter les risques de contamination (Bialowiec et al., 2007a). L'apport de boues rend les saules plus résistants aux effets toxiques des lixiviats de décharge (Bialowiec et al., 2007b).

L'épandage de **cendres** provoque une augmentation du pH du sol, des cations échangeables et du phosphore extractible (Enright et al., 1997). Les effets sur la germination de graines d'eucalyptus sont souvent nuls voire négatifs, le temps de germination augmentant avec les doses jusqu'à l'inhibition complète (Facelli et Kerrigan,

1996 ; Enright et al., 1997 ; Reyes et Casal, 1998). De la même façon, les effets sur la productivité des saules et des eucalyptus sont soit faibles (Park et al., 2004 ; Park et al., 2005), soit négatifs (Facelli et Kerrigan). Dans les cas où un gain de productivité est tout de même observé suite à l'épandage de cendres de tourbe, une fertilisation potassique ou azotée supplémentaire est nécessaire, sauf si de grandes quantités étaient épandues (Hytonen, 1998 ; Feldkirchner et al., 2003). En revanche, le mélange des cendres avec des boues (Cavaleri et al., 2004 ; Neuschütz et al., 2006), du fumier et/ou une solution bactérienne (*Pseudomonas* / *Azotobacter*) a un effet bénéfique sur la croissance (Cavaleri et al., 2004 ; Aggarwal et Goyal, 2009). Les cendres seules ont tendance à former une pellicule impénétrable à la surface du sol inhibant la croissance des racines de saule, alors que l'ajout progressif de boues aux cendres permet aux racines de poursuivre leur croissance (Neuschütz et Greger, 2006). Shen, et al. (2008) préconisent l'ajout de 20% de cendres de charbon et de 20% de boues à un sol sableux ; ce mélange entraîne un gain de croissance des peupliers de 55% en hauteur, 33% en diamètre et des feuilles visuellement plus saines, perdues plus tardivement, que les arbres cultivés sur le sol nu. Les concentrations en métaux des tissus ne sont jamais supérieures à celles résultant d'un traitement chimique (Cavaleri, et al., 2004).

Il faut noter que les cendres peuvent sans doute avoir des fonctions autres que fertilisante en forêt, telle que la protection des semis par exemple. Ces fonctions n'ayant pas lieu d'être en plantations à courte rotation (où la régénération s'effectue par rejets de souche), cela pourrait expliquer que les résultats des études sur les épandages de cendres apparaissent plus positifs en forêt qu'en plantation forestière.

En résumé, l'épandage de la plupart des Mafor entraîne un enrichissement du milieu en nutriments (principalement azote, phosphore) et une augmentation subséquente de la croissance des végétaux. Les fumiers, composts, boues de stations d'épuration et eaux usées semblent les plus efficaces pour favoriser la croissance. Les cendres ont moins d'impact sur la croissance. Peu d'effets réellement négatifs sur la plante ont été mis en évidence en réponse aux épandages, exceptés dans le cas d'effluents très riches en sel où la réduction de croissance et les pertes de feuilles n'allaient néanmoins pas jusqu'à la mort de la plante (Myers et al., 1998). Les transpirations importantes des espèces à croissance rapide dédiées aux plantations d'arbres intensives (comparées aux autres espèces d'arbres) leur permettent d'absorber et de tolérer sans dommages majeurs les nutriments en excès ainsi que la plupart des métaux lourds aussi bien que des antibiotiques (Fine et al., 2006 ; Michelini, 2012b).

5.1.1.2. Impact sur la composition et les propriétés du sol

Contrairement aux résultats attendus, les épandages de Mafor, souvent d'origine organique, en plantations à courte rotation ne sont pas toujours associés à un enrichissement en **azote** et en **matière organique** du sol. Dans la plupart des cas, les épandages de boues, d'eaux usées prétraitées, de fumier, de compost et d'effluents industriels occasionnent effectivement une augmentation des teneurs en **carbone organique**, matière organique et azote dans le sol (Kowalik et Randerson, 1994 ; Guo et Sims, 2000 ; Adegbi, 2003a ; Zupanc et Justin, 2010 ; de Campos et al., 2011 ; Mosquera-Losada et al., 2011 ; Tzanakakis et al., 2011). Pourtant, dans certains cas, les épandages de cendres (en raison de leurs faibles teneurs en azote) et de boues chaulées ou digérées anaérobies (en raison de leur décomposition lente) n'ont pas d'effet sur la composition en azote et en matière organique du sol après épandage (Park et al., 2004 ; de Andrade et al., 2005 ; Guedes et al., 2006 ; De Lira et al., 2008). La distribution des tailles de molécules de carbone organique est décalée vers des tailles plus petites (<14 000 Da) en réponse à l'épandage de boues ; en résumé, les boues peuvent augmenter la mobilisation des composés hydrophiles de faible poids moléculaire dans les sols (Han et Thompson, 1999).

Les épandages occasionnent des teneurs accrues des sols en d'autres éléments que l'azote. Les cendres entraînent des augmentations des teneurs en **phosphore**, **potassium**, **calcium**, **magnésium** et **fer**, avec un effet marqué sur le potassium (Enright et al., 1997 ; Hytonen, 1998 ; Park et al., 2005). Le fumier de volaille augmente considérablement les teneurs du sol en phosphore (facteur 13 par rapport au témoin), potassium (facteur 3) et magnésium (facteur 2,4) dans les dix premiers centimètres de sol (Adegbi et al., 2003a). Il est souvent fait état dans la littérature d'augmentations des teneurs du sol en phosphore suite aux épandages de boues et d'eaux usées, avec parfois des risques de contamination des nappes (Kowalik et Randerson, 1994 ; Carpenter et Fernandez, 2000 ; Cavaleri et al., 2004 ; Fine et al., 2006). Cela est sans doute à rapprocher du fait que les doses de boues utilisées sont généralement calculées en termes d'azote potentiellement disponible pour la plante. Ces doses correspondent cependant à des quantités de phosphore très supérieures aux besoins des

plantes et peuvent entraîner des risques d'eutrophisation si le phosphore est lessivé vers les plans d'eau. Il a d'ailleurs été montré que, après six ans d'épandage de boues digérées anaérobies, le phosphore total augmente significativement jusqu'à 25 cm de profondeur sous les peupliers (45% dans les cinq premiers cm) et que la quantité de phosphore absorbé annuellement par le *switchgrass* (panic érigé) est cinq fois supérieure à celle absorbée par le peuplier. Par contre, la quantité de phosphore lessivée dans la solution mobile du sol est deux fois supérieure dans le cas du *switchgrass* par rapport au peuplier (Sui et al., 1999a ; 1999b). Les boues (papetières ou non) induisent des augmentations des teneurs en calcium, sodium et chlore en plantations de peupliers et d'eucalyptus (Rocha et al., 2004 ; Lteif et al., 2007 ; Patterson et al., 2008b, Fandino et al., 2010). Des augmentations des teneurs en **aluminium** du sol et en **manganèse** du sol et des feuilles d'eucalyptus (dues aux conditions réductrices induites par l'ennoyage) ont également été observées en réponse à des épandages de boues et d'effluents de l'industrie alimentaire (Fandino et al., 2010 ; Piper et al., 2011). Les boues activées ou chaulées entraînent également des augmentations des teneurs en **soufre** des feuilles et du sol en plantations de peupliers et d'eucalyptus (Guedes et al., 2006 ; Patterson et al., 2009).

Les boues (chaulées, compostées, ou non), les cendres et le fumier de volaille entraînent une augmentation du **pH** du sol des plantations d'arbres (Enright et al., 1997 ; Hytonen, 1998 ; Carpenter et Fernandez, 2000 ; Adegbedi et al., 2003a ; Rocha et al., 2004 ; Guedes et al., 2006 ; Lteif et al., 2007 ; Fandino et al., 2010). Au contraire, les effluents de boucherie ou issus d'une usine de transformation alimentaire provoquent une acidification du sol, liée dans le deuxième cas, à la nitrification de l'ammonium apporté (Guo et Sims, 2000 ; Piper et al., 2011).

La **conductivité électrique** (Hytonen, 1998 ; Mercuri et al., 2005) et la **capacité d'échange cationique** (CEC ; Enright et al., 1997 ; Carpenter et Fernandez, 2000 ; Guedes et al., 2006 ; Mosquera-Losada et al., 2011) augmentent également en réponse aux épandages de cendres, de compost ou de boues, avec notamment une augmentation d'un facteur cinq observée suite à l'épandage de boues en plantation d'eucalyptus (Patterson, 2008b). Lorsque le lessivage est faible, la **salinité** du sol a également tendance à augmenter suite à l'épandage des effluents : effluent de papeterie (Rezende et al., 2010) ; boues compostées (Fine et al., 2006) ; eaux usées prétraitées (Tzanakakis et al., 2011).

Des modifications de la **porosité** et de la **texture des sols** en réponse aux épandages sont également rapportées dans la littérature. Les épandages d'eaux usées à long terme (20 ans : Mataix-Solera et al., 2011) ou de compost d'eaux usées (Zupanc et Justin, 2010) entraînent une **impermeabilisation** du sol. Six ans de récupérations (sans épandage) ne sont pas suffisants pour éliminer cet effet. L'ajout de kaolinite pourrait être un moyen d'améliorer cela en sol sableux (Mataix-Solera et al., 2011). L'utilisation de boues papetières ou copeaux de bois en plantation de peupliers entraîne un clair effet isolant du sol, pouvant augmenter le risque de sécheresse hivernale (Siipilehto, 2001). Enfin, il a été montré que l'ajout de 20% de cendres de charbon et de 20% de boues à un sol sableux entraîne une plus faible densité apparente et de plus fortes porosité, teneur en eau et teneurs en minéraux à grains fins (Shen et al., 2008). De la même façon, des eaux usées prétraitées occasionnent une augmentation de la macroporosité et de la porosité totale du sol de plantations de peupliers et d'eucalyptus (Tzanakakis et al., 2011).

Une stimulation de l'**activité biologique** des sols et de la **biodiversité** (surtout animale, mais également végétale) est rapportée par de nombreuses études. La plupart des groupes de **bactéries** oligo- et macro-trophiques, les **champignons** filamenteux, les bactéries et champignons cellulolytiques et protéolytiques sont stimulés en abondance, en quantité et en activités de protéolyse et de cellulolyse par les épandages de boues et eaux usées municipales et industrielles (Hytonen, 1998 ; Furczak et Joniec, 2007a ; Furczak et Joniec, 2009 ; Lalke-Porczyk et al., 2009 ; Truu et al., 2009 ; Joniec et Furczak, 2010). Ces effets sont encore notables plusieurs années après les épandages (Joniec et Furczak, 2008 ; Joniec et Furczak, 2010). Néanmoins, des boues polluées au cuivre (12 à 226 mgCu/kg) sont toxiques à partir de 137 mg/kg pour les mycorhizes et toxiques quelle que soit la teneur en cuivre pour les microorganismes du sol (Jeyakumar et al., 2010). La **respiration du sol** est également stimulée par les épandages de boues papetières et de lisier de porc (Furczak et Joniec, 2007b ; Lteif et al., 2007). Les saules ne facilitent pas le lessivage du **bactériophage** de *Salmonella typhimurium* présent dans les eaux usées épandues, qui est retenu au niveau de la rhizosphère (Carlander et al., 2000). Le phage se répand bien plus rapidement dans un sol argileux que dans un sol sableux. L'épandage d'effluents de stations d'épuration ayant subi un traitement secondaire dans une plantation d'eucalyptus stimule l'abondance des **protozoaires** et altère la composition spécifique de tous les groupes de protozoaires et de nématodes. De grands (> 50 µm) **amibes** et **ciliés** sont observés dans les sols ayant reçu les effluents (Gupta et al., 1998). Les

acariens Mesostigmates bénéficient de l'apport de boues (abondance, diversité), alors que les Oribates ne sont pas affectés par le traitement. Les deux groupes d'acariens sont abondamment stimulés par le fumier de volaille composté (Minor et Norton, 2004). D'un autre côté, les performances du **coléoptère** *Chrysomela scripta*, ravageur foliaire du peuplier, sont négativement affectées par les eaux usées (Augustin et al., 1997). Le taillis à courte rotation de saules fertilisé avec des boues de station d'épuration présente une plus large gamme d'espèces **herbacées adventices** (plus fort indice de diversité de Shannon-Wiener et plus fort indice d'uniformité) que le TCR n'ayant pas reçu d'épandage (Wrobel et al., 2011).

5.1.2. Contamination de l'environnement

5.1.2.1. Contamination des sols et des eaux

La présence de **métaux lourds** dans les sols suite aux épandages de boues de stations d'épuration, d'eaux usées, de compost, de lisier ou de cendres a été mise en évidence par de nombreuses études, principalement dans les horizons superficiels du sol (Cogliastro et al., 2001 ; Tsakou et al., 2003 ; Dimitriou et al., 2006 ; Gyuricza et al., 2008 ; Fandino et al., 2010 ; Cavanagh et al., 2011). Néanmoins, toutes les études sont unanimes sur le fait que les teneurs détectées (1) sont sous la limite des seuils réglementaires de pollution (seuils des différents pays où sont menées les expérimentations ; Dimitriou et al., 2006 ; Lazdina et al., 2007a ; Gyuricza et al., 2008), (2) ne présentent pas de risque pour l'environnement (Labrecque et al., 1998 ; Labrecque et Teodorescu, 2001) ou pour la santé (Tsakou et al., 2003), et (3) ne sont pas lessivés vers les horizons profonds du sol ou vers les nappes (Lazdina et al., 2007b ; Galbally et al., 2013) même pour les épandages de fortes doses de boues (jusqu'à 625 tonnes par hectare ; Fine et al., 2006). Ces faibles risques mis en évidence en plantations à courte rotation sont à rapprocher du fait que les saules, les peupliers et les eucalyptus sont capables d'extraire efficacement les métaux les plus solubles / échangeables (cadmium, nickel et zinc) présents dans les boues ou les lisiers, et dans une moindre mesure le chrome, le plomb, le mercure et le cuivre (Labrecque et al., 1995 ; Liphadzi et al., 2003 ; Dimitriou et Aronsson, 2006 ; Neuschütz et Greger, 2010 ; Cavanagh et al., 2011 ; Shukla et al., 2011 ; Laidlaw et al., 2012 ; Han et al., 2012). Le saule absorbe plus de métaux lourds que le peuplier en raison de son système racinaire plus développé (Samecka-Cymerman et al., 2004 ; Huynh et al., 2008). De plus, les différents génotypes et différentes espèces de saule sont plus ou moins spécifiques d'un ou plusieurs métaux (Mleczek et al., 2010a ; 2010b). L'ajout d'un agent chélateur (EDTA, acide éthylène diamine tétra acétique) n'affecte pas l'absorption par le peuplier de métaux lourds, aussi bien essentiels (Cu, Fe, Mn, Zn) que non essentiels (Cd, Ni, Pb) présents dans le sol suite à l'épandage de boues (Liphadzi et al., 2003).

D'autres éléments indésirables ont été observés dans les sols après l'épandage de boues en plantations à courte rotation telles que des **sulfures** (Lazdina et al., 2007b), des **bromures** (Vogeler et al., 2006) ou des **hydrocarbures aromatiques polycycliques** (PAH = naphthalène, phénanthrène, acénaphthalène) (Oleszczuk et Baran, 2005a ; Stanczyk-Mazanek et al., 2009). Néanmoins, ces éléments ne sont pas lessivés et diminuent avec le temps en raison de leur absorption par les saules ou les peupliers, qui sont beaucoup plus efficaces pour cela que les diverses céréales testées (Oleszczuk et Baran, 2005b ; Oleszczuk, 2006 ; Vogeler et al., 2006). En raison de l'évapotranspiration importante des saules, des quantités très importantes d'eaux usées peuvent être utilisées sans risque de pollution pour la nappe. Des boues contenant 300 kgN/ha et 220 kgP/ha ne causent pas de pollution de la nappe (Heinsoo et Hölm, 2010). Néanmoins, il a également été observé que lorsque les saules sont très productifs et présentent une forte transpiration, la dissipation des hydrocarbures est moindre qu'en l'absence de plante. Cela pourrait être dû à la compétition pour les nutriments entre les saules et les microorganismes pouvant avoir entravé la dégradation microbienne des hydrocarbures dans la rhizosphère des plantes les plus productives (Smith et al., 2008). L'épandage d'effluents d'élevage laitier (incluant de l'urine et des fèces et des composés chimiques provenant du lavage des zones de traite et de stabulation) provoque l'accumulation de **chlorures** qui pourrait avoir des effets nuisibles (Marmioli et al., 2012). Une relation linéaire a également été mise en évidence entre la dose de boues épandue et la **demande chimique en oxygène** (utilisée comme indicateur de la charge polluante de la nappe), indiquant un risque lié à l'épandage de boues surtout pour les doses dépassant 50 tonnes de matière sèche / ha (Agopsowicz et al., 2008). En Chine, les systèmes de traitement des eaux usées plantés de saules permettent néanmoins la réduction de 96% de la demande chimique en oxygène (Wu et al., 2011).

L'épandage de boues, d'eaux usées, de lisier ou d'effluents industriels entraîne fréquemment une augmentation des teneurs en **nitrate**s dans les sols, liée à une stimulation de la **nitrification** de l'ammonium apporté (Lteif et al., 2007 ; Leffert et al., 2008 ; Piper et al., 2011). Dans certains cas, un lessivage des nitrates vers la nappe ou une percolation vers les horizons profonds du sol sont observés (Dimitriou et Aronsson, 2004 ; Agopsowicz et al., 2008 ; Cavanagh et al., 2011) ; ce lessivage est néanmoins moins important pour le TTCR de saule que pour la culture de céréales ou la prairie adjacente (Dimitriou et al., 2012). Le risque de lessivage des nitrates peut être réduit (1) lorsque le système racinaire des espèces (saule / peuplier) est bien établi (quasi pas de nitrates sont retrouvés dans les eaux de drainage suite aux épandages d'eaux usées et de boues (Vogeler et al., 2006 ; Dimitriou et Aronsson, 2011), (2) en utilisant une dose modérée de boues séchées et en granulés (environ 100kgN/ha ; Labrecque et al., 1998 ; Labrecque et Teodorescu, 2001), (3) en fonction de la nature du sol (suite à l'épandage d'eaux usées en TTCR de saules, le lessivage des nitrates représente environ 70 kgN/ha pour de l'argile et 90 kgN/ha pour du sable ; (Dimitriou et Aronsson, 2004), (4) en fonction du temps (la nitrification est réduite les années suivant l'épandage ; Furczak et Joniec, 2007b ; Agopsowicz et al., 2008 ; Joniec et Furczak, 2010 ; Cavanagh et al., 2011). Dans le cas d'épandages de lisier de porc en TCR, les augmentations des teneurs en nitrates (et en ammonium) sont sensibles dès le premier mois après épandage, tandis que dans le cas d'épandages de boues papetières, l'effet n'est visible qu'à la fin de la saison de croissance (Lteif et al., 2010). En comparaison avec des espèces herbacées (notamment l'alpiste roseau), le saule utilise principalement l'ammonium des boues et est donc moins efficace pour prévenir les risques de fuites de nitrates (Neuschütz et Greger, 2010). Cela est néanmoins contradictoire avec les observations de Morgan et al. (2008) attestant que les espèces ligneuses, et notamment le saule, absorbent plus efficacement les nitrates que les herbacées, alors que l'ammonium est plus efficacement absorbé par l'association d'herbacées et de ligneux.

Le phénomène de **dénitrification** suite aux épandages a également été observé. Les pertes d'azote par dénitrification sont évaluées entre 42 et 78 kgN/ha pour une plantation d'eucalyptus récemment coupée et entre 17 et 64 kgN/ha pour la plantation non coupée, irriguées avec des effluents municipaux. Ces taux sont beaucoup plus élevés que dans le cas d'une irrigation classique (Hooda et al., 2003). Le saule est connu pour ses capacités élevées à filtrer l'azote en favorisant la dénitrification au niveau racinaire (Aronsson et Perttu, 2001). Les épandages de boues et d'eaux usées municipales induisent aussi une augmentation des teneurs en **ammonium** dans les sols, mais pas de lessivage, ni de stimulation de l'**ammonification**, avec plutôt souvent une inhibition de ce dernier processus, et une stimulation de la **nitrification** (Dimitriou et Aronsson, 2004 ; Furczak et Joniec, 2007a, 2007b ; Linsley et al., 2007 ; Lteif et al., 2007 ; Leffert et al., 2008 ; Joniec et Furczak, 2010). Ces effets sont toujours notables encore quatre ans après les épandages (Joniec et Furczak, 2008).

Peu d'études font état de l'impact des épandages sur les teneurs en **phosphates** des sols. Néanmoins, il a été montré que l'épandage des eaux usées de diverses origines entraînent une augmentation de ces teneurs et de l'activité de la phosphatase alcaline (pas de la phosphatase acide) en plantations de saules et de peupliers (Leffert et al., 2008 ; Truu et al., 2009 ; Neuschütz et Greger, 2010 ; Brzezinska et al., 2011). Par contre, en réponse à un épandage de boues chaulées ou digérées anaérobies, les orthophosphates et le phosphate total sont faiblement lessivés et de manière similaire en réponse à une fertilisation phosphatée conventionnelle (Kostyanovsky et al., 2011). Les auteurs concluent que, pour ce type d'effluent, la mobilité du phosphate ne devrait pas poser de risque pour la qualité des nappes. Enfin, l'épandage de lisier de porc n'entraîne pas de changement important des concentrations en phosphate du sol (Lafleur et al., 2012).

Les boues ou les eaux usées peuvent également être vecteur d'infestation par des **pathogènes**. Il a été observé en plantation d'eucalyptus que l'accumulation de coliformes fécaux présents dans les boues compostées épandues est substantielle lorsque la lixiviation est faible (Fine et al., 2006). Par contre, les peupliers et saules permettent la désinfection quasi-totale (99,9%) des bactéries fécales présentes dans les eaux usées épandues (Gonzalez et al., 2001). Il a également été montré que les bactéries fécales ne sont pas lessivées même en cas d'irrigation abondante avec des effluents de bassins d'oxydation et des temps de résidence inférieurs à un jour (Fine et Hass, 2007). Les épandages peuvent également avoir un effet indirect sur les infestations par les pathogènes foliaires : il a par exemple été montré que l'épandage d'eaux usées change le microclimat et augmente la densité de la canopée en plantations de saules, ce qui par conséquent diminue la production de biomasse en raison de l'impact accru de la rouille foliaire (*Melampsora epitea*) (Toome et al., 2010a, 2010b). L'impact de la densité de la canopée sur l'abondance de la rouille est clone-spécifique (Toome et al., 2010a).

Pour conclure, certaines études ont mis en évidence des accumulations de métaux lourds dans les sols suite aux épandages de Mafor, mais peu d'entre elles font état de lixiviation ou de pollution des eaux (Galbally et al., 2013).

Néanmoins, les doses épandues ainsi que les intervalles entre les épandages sont d'une importance capitale pour éviter la fuite d'éléments indésirables dans l'environnement. En se basant sur des simulations associées à une revue de la littérature, Luxmoore et al. (1999) estiment que les apports de boues en forêt ne devraient pas excéder 0,4 Mg d'azote par hectare tous les trois ans durant la période de végétation afin d'éviter les risques de contamination des eaux du sol et de surface. Les études traitant du sujet n'ont que rarement mis en évidence de fuite d'azote, la majeure partie étant absorbée par les plantes (Polglase et al., 1995 ; Lopez-Diaz et al., 2011). La plupart des études admettent cependant ne pas avoir le recul nécessaire sur le long terme pour conclure clairement et suggèrent souvent que des suivis plus longs ou des expérimentations complémentaires sont nécessaires.

5.1.2.2. Emissions vers l'atmosphère

En termes d'**émissions nocives vers l'atmosphère** dans les plantations à courte rotation ayant reçu des épandages de Mafor, la littérature est très peu abondante. Il a été observé que l'émission d'oxydes nitriques (NOx) lors de la combustion de bois de saules fertilisés avec du compost de boues municipales n'est que très faiblement (0,2%) influencée par le type de fertilisation. La température de combustion, l'âge du bois, l'interaction entre ses facteurs et le jour de récolte sont les principaux facteurs d'influence (Sztyma-Horwat et Styzko, 2011).

5.1.3. Conclusion

Une analyse grossière de la tendance des conclusions des articles montre que près de deux tiers des références font état d'améliorations de la productivité de la plantation, de la croissance et de la physiologie de la plante, ou d'enrichissement du sol en nutriments suite aux épandages (Figure 5-1-7). Dix pour cents des études ont mis en évidence ce même type d'effets positifs des épandages mais modèrent leurs conclusions en mentionnant des doses à ne pas dépasser ou des consignes à suivre pour ne pas que l'épandage ne devienne toxique ou dangereux pour l'environnement. Quinze pourcents des études n'ont pas mis en évidence d'effet notable de l'épandage sur la physiologie de la plante ou d'amélioration du statut nutritionnel du sol (les cendres et les composts sont bien représentés dans cette catégorie). Enfin, 14% des études n'ont mis en évidence que des effets contaminants de l'épandage pour la plante ou pour l'environnement. Pour cette dernière catégorie, il faut cependant noter qu'il s'agit en général d'études sur l'épandage d'effluents industriels et/ou fortement pollués.

Figure 5-1-7. Tendances grossières des conclusions générales des articles.

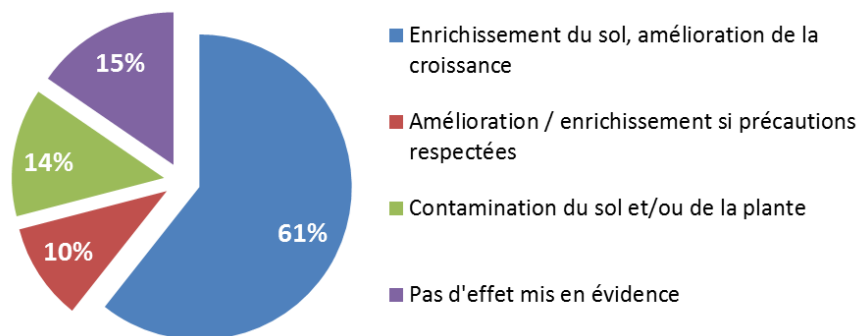


Tableau 5-1-1. Synthèse des effets des différents types de Mafor sur le sol, l'arbre et le système de culture trouvés dans la littérature : (+) augmentation, (-) diminution, (=) pas d'effet. Se référer au texte pour les détails.

	Boues de STEP	Effluents industriels	Eaux usées	Composts	Lixiviats de compost	Lixiviats de décharges	Lisier / Fumier	Cendres	Mais...
Pollution des sols									
Métaux lourds	+		+	+			+	+	Peu de risques de pollution observés
Sulfures / Bromures	+								Pas de lessivage / Absorption par les arbres
Hydrocarbures	+								Pas de lessivage / Absorption par les arbres
Chlorures							+		
Demande chimique en oxygène	+								Réduction par action des arbres
Nitrates	+	+	+				+		Moindre que pour les herbacées
Ammonium	+		+						Pas de lessivage
Dénitrification	+		+						
Nitrification	+		+						
Ammonification	-		-						
Phosphates	+		+				=		Faiblement lessivé
Pathogènes									
Bactéries fécales	+		+						Bonne désinfection par les arbres
Pathogènes foliaires			+						
Ravageurs									
Coléoptère			-						Peu de littérature
Emissions atmosphériques									
Oxydes nitriques	=								Peu / pas de littérature
Biodiversité									
Champignons filamenteux	+	+	+						
Bactéries oligo- / macro-trophiques	+	+	+						
Mycorhizes		-							Dans le cas de boues polluées au Cu ou Zn
Virus bactériophage			+						} Peu de littérature
Protozoaires	+								
Nématodes	-								
Acariens	+						+		
Herbacées adventices	+								

Activité biologique

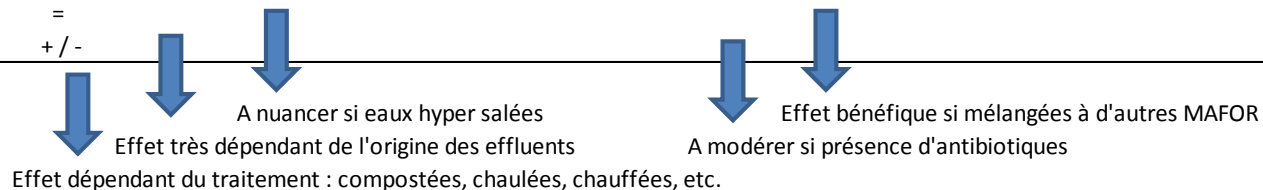
Respiration du sol + +

Composition du sol

Matière organique / N	+	+	+	+		+	=	Pas d'effet pour les boues chaulées
P / K / Mg	+		+			+	+	Risques de lessivage du P / Contamination des nappes
Al / Mn	+	+						
S	+							
pH	+	-				+	+	
CEC	+			+			+	
Salinité	+	+	+					
Imperméabilité			+					
Porosité	+						+	

Croissance et physiologie de l'arbre

Germination					+			-
Croissance aérienne / Productivité	+	+ / -	+	+	+ / -	+	+	-
Enracinement	+			=		+	+	-
Statut hydrique				=				
Mortalité	-	+ / -						
Pouvoir calorifique	=							
Densité du bois	+ / -							



5.2. Spécificité des forêts

Laurent Augusto

Corpus bibliographique utilisé

Le corpus de références a été constitué en croisant la liste des Mafor avec le mot-clef *forest**. De l'ordre de 3000 références ont été collectées et triées.

Une première lecture des corpus fait apparaître un fort taux de rejet des références (> 70%). Les principales causes de rejet sont 1) l'absence de résultats interprétables (e.g. absence de données quantitatives ; plan expérimental avec des facteurs confondus, etc.), 2) une étude centrée sur un autre sujet (les Mafor n'étant citées que dans le contexte de l'étude ; e.g. étude portant sur les émissions gazeuses due à un site de compostage de biomasse résiduaire de récoltes forestières) et 3) une étude ne portant pas sur des épandages en forêt (e.g. un « *forest gray soil* » est un type de sol de la classification pédologique russe qui n'implique pas une occupation du sol de type forestier).

Les références utiles à l'expertise sont majoritairement relativement récentes (< 20 ans).

Les Mafor étudiées sont relativement diverses : boues de stations d'épuration, fumiers, lisiers, composts, Mafor d'usines de recyclage de papier, Mafor de papeteries (e.g. boues), cendres de combustion de bois. Il est important de souligner deux points concernant les Mafor étudiés :

- 1) Seuls certains Mafor constituent un corpus de taille suffisante pour permettre une évaluation (i.e. au moins une dizaine de publications provenant d'équipes de recherches travaillant indépendamment). Il s'agit principalement des boues de stations d'épuration d'eaux usées d'origine municipale (*sewage sludge*) et des cendres de bois (*wood ash*). A elles deux, ces Mafor constituent environ 80% des publications retenues. Les boues constituent le corpus de loin le plus important en taille car c'est un sujet de recherche plus ancien que celui sur les cendres (l'épandage de cendres étant la conséquence du développement des filières industrielles de bois-énergie ; filières plus récentes que la mise en place de stations d'épuration des eaux). Dans une bien moindre mesure, nous disposons d'informations sur les Mafor issus de papeteries (*paper pulp sludge* ou *paper mill sludge* désignant le même Mafor).
- 2) Les *biosolids* font classiquement référence à des boues de stations d'épuration. Ce terme d'origine anglo-saxonne a parfois été ensuite utilisé de manière abusive pour parler de Mafor organiques. Dans les publications traitant de l'épandage de Mafor dans les écosystèmes forestiers, il est fréquent que les études ne présentent que peu d'informations sur la Mafor épandue, si ce n'est qu'elle est d'origine organique. Le terme de *biosolid* est alors utilisé. Dans la plupart des publications (mais pas toutes), une lecture « entre les lignes » suggère qu'il s'agit bien de boues de stations d'épuration. Mais, dans certaines publications, les auteurs emploient ce terme pour parler d'autres Mafor (e.g. lisier). Dans ce qui suit, les effets des boues de stations d'épuration et ceux des *biosolids* sensu lato ont été présentés ensemble car 1) ils présentaient de nombreuses analogies et 2) ils existent peu de références traitant de l'épandage en forêts de Mafor organiques autres que les boues de stations d'épuration.

Les doses maximales épandues sont très variables selon les études : il existe deux ordres de grandeur entre les cas de dose faibles (quelques Mg/hectare, Mg de matière brute ou de matière sèche selon les références ; quelques références quantifient les doses en kg-N/ha (en général quelques dizaines ou centaines de kg-N/ha)) au cas de doses très fortes (jusqu'à plusieurs centaines de Mg/hectare). Une particularité des études en contexte forestier est que, dans la très grande majorité des cas, la dose est unique. En d'autres termes, la plupart des études n'abordent pas la question des effets cumulatifs des épandages mais se focalisent sur les effets d'un épandage unique sur des échelles de temps allant de la semaine à la décennie.

Une autre particularité des études en forêts est le stade de développement du peuplement forestier durant lequel l'épandage a eu lieu. Dans un peuplement forestier régulier, c'est-à-dire dont tous les arbres ont à peu près le même âge, on distingue plusieurs stades : i) l'installation des plantules, ii) la phase de croissance rapide jusqu'à la première éclaircie (i.e. la première récolte commerciale), iii) la phase de maturité et iv) la phase de récolte finale

avant l'installation d'un nouveau peuplement. Dans le corpus, une grande majorité des épandages ont eu lieu durant les stades de croissance (ii & iii) alors qu'une petite minorité seulement a été effectuée durant la période qui fait charnière entre deux rotations forestières (iv & i). Il est bien établi que les phases de récolte et d'installation des peuplements sont caractérisées par de fortes perturbations du fonctionnement de l'écosystème et par sa faible capacité à jouer un rôle de tampon ou de filtre. C'est durant cette période que des fuites de nutriments vers l'environnement peuvent être observées. Il est donc possible que le fait que la majorité des études se soient focalisées sur des épandages dans des forêts non perturbées et en phase de forte croissance soit la conséquence d'une sélection *a priori* des stades sylvicoles jugés être les plus propices à l'épandage de Mafor.

Environ 75% des études ont été conduites en Europe et en Amérique du Nord (~1/3 Canada et ~2/3 USA). L'Océanie (principalement la Nouvelle Zélande) est le troisième pourvoyeur d'études sur les épandages de Mafor en forêts. En Europe, les expériences ont été faites principalement dans des pays à climat nordique (Suède, Finlande) ou tempéré (Allemagne, GB, France). Globalement, les climats chauds (tropicaux ou méditerranéens) sont peu représentés, même si des études existent (Brésil, Espagne, Portugal, SE de la France).

Même au sein d'un pays donné, les forêts qui ont fait l'objet d'études ne sont pas représentatives de l'ensemble des forêts présentes. En effet, il s'agit en très grande majorité de forêts 1) ayant essentiellement une fonction de production et 2) situées sur des sols oligotrophes (i.e. pauvre en éléments nutritifs). Il y a ainsi une nette dominance de forêts monospécifiques et composées d'espèces du genre *Pinus* (> 50% des cas). On trouve également d'autres genres de conifères de production (*Picea*, *Tsuga*...) voire des plantations d'*Eucalyptus*. De la même manière, il y a une surreprésentation des sols de type sableux et acides. Les cas de forêts de feuillus (à l'exception des saulaies), de forêts mélangées et de forêts poussant sur des sols fertiles ou de type calcaire sont sous-représentés.

Les variables abordées, et d'une manière plus générale les objectifs scientifiques, dépendent énormément de l'étude considérée. Pour simplifier, on peut dire qu'environ ¼ des études portent sur la réponse agronomique des forêts à un épandage, ½ des études s'intéressent aux conséquences environnementales et qu'enfin ¼ des études abordent ces deux aspects.

Pour la réponse agronomique des écosystèmes, les principales variables suivies sont : la croissance des arbres, la teneur en nutriments de leur feuillage et certaines propriétés du sol (CEC et son cortège cationique ; pH ; formes de N, etc.). Les variables concernant la réponse environnementale des écosystèmes forestiers sont plus diverses : contamination des sols en ETM, contamination des plantes et des chaînes trophiques en ETM, fuites de NO₃⁻, de P ou d'ETM vers les eaux de surface ou vers les nappes, émissions de gaz à effet de serre, rémanence de pathogènes microbiens et effets sur les biodiversités végétale et animale, etc.

5.2.1. Effet agronomique de l'épandage

5.2.1.1. Impact sur la production - Croissance des forêts

L'épandage de *biosolids* au sens large conduit assez souvent, mais pas systématiquement (e.g. Larcheveque et al. (2011) ; Varela et al. (2011)), à une réponse positive des arbres en termes de croissance et de statut nutritif foliaire (Banaitis et al. (2009) ; Bramryd (2001 ; 2002) ; Cavaleri et al. (2004) ; da Silva et al. (2008) ; Ferrier et al. (1996) ; Hallett et al. (1999) ; Hasselgren (1998) ; Heinsoo et Holm (2010) ; Henry (1991) ; Henry et al. (1994) ; Iwatsubo et Nagayama (1994) ; Jackson et al. (2000) ; Kimberley et al. (2004) ; Moffat et al. (1991) ; Paradelo et al. (2012)). L'amplitude du gain de croissance peut augmenter avec la dose appliquée (e.g. Labrecque et Teodorescu (1997) ; Meyer et al. (2004) ; Morris et al. (2012)), sauf si la dose est extrêmement élevée auquel cas des effets dépresseurs peuvent être parfois rapportés (cf. références ci-dessus ; e.g. Harrison et al. (1996) ; Kelly et al. (2004)).

L'épandage de cendres peut conduire à des effets positifs sur la croissance des arbres. Mais ils sont souvent de moindre amplitude qu'avec les *biosolids*, voire nuls (Augusto et al. (2008) ; Feldkirchner et al. (2003) ; Ferm et al. (1992) ; McDonald et al. (1994) ; Solla-Gullon et al. (2006)). Ceci est à mettre en parallèle avec l'absence d'azote dans les cendres (Augusto et al. (2008) ; McDonald et al. (1994) ; Saarsalmi et al. (2006, 2012)). L'adjonction expérimentale de N aux cendres peut ainsi changer radicalement la réponse. Les cas d'arbres poussant plus vite après un épandage de cendres semblent correspondre à des déficiences en K, Ca, Mg ou B (Augusto et al., 2008).

Les réponses des plantules –et non des arbres– aux épandages (biosolids ou cendres) sont très hétérogènes et semblent dépendre d'interactions complexes entre l'espèce, le type de sol, le Mafor et les pratiques de gestion (Augusto et al. (2008) ; Morris et al. (2012)). L'effet d'un Mafor sur les plantules varie ainsi avec l'espèce de ce plantule, mais aussi avec d'autres facteurs comme le type de sol ou la dose. De même, il semble que les arbres dont la croissance a été stimulée par un apport de *biosolids* subissent plus d'attaques biologiques que les arbres témoins (Stanosz et Trobaugh (1996)). L'hypothèse avancée est que la teneur élevée en N du feuillage rende ce dernier plus appétant pour les ravageurs.

5.2.1.2. Impact sur la composition et les propriétés du sol

L'épandage de Mafor conduit à une modification des propriétés du sol (e.g. Makela et al. (2010)), généralement dans sa partie supérieure à savoir la litière forestière et les premiers centimètres de sol minéral (Augusto et al. (2008) ; Bramryd (2002) ; Moffat et al. (1991)). Ces modifications dépendent de la dose (e.g. Hamuda et Legetvari (2011)) et de la nature de la Mafor (e.g. teneur en matières organiques ou pH ; Loch et al. (1995) ; Nohrstedt (2001)). Généralement, on peut assister à un enrichissement en nutriments et oligoéléments, à une modification du statut acido-basique, des propriétés d'échanges cationiques et à un enrichissement en C et N lorsque la Mafor en contient (Augusto et al. (2008) ; Banaitis et al. (2009) ; Bramryd (2001) ; Denaix et al. (2011) ; Fuentes et al. (2007) ; Gomez-Rey et al. (2013) ; Harrison et al. (1994) ; Kraske et Fernandez (1993) ; Larcheveque et al. (2008) ; McLaren et al. (2007) ; Prescott et al. (1993) ; Selivanovskaya et Latypova (2006) ; Su et al. (2007) ; Unger et Fernandez (1990)). Ces modifications peuvent se traduire par une stimulation de l'activité microbiologique des sols (Egiarte et al. (2005) ; Hallett et al. (1999) ; Rosenberg et al. (2010) ; Saarsalmi et al. (2010) ; Selivanovskaya et Latypova (2006) ; Wang et al. (2003)).

5.2.2. Contamination de l'environnement

5.2.2.1. Contamination des écosystèmes forestiers

Les ETM contenus dans les Mafor migrent peu dans l'écosystème. A dose faible ou modérée, ils s'accumulent principalement dans la litière et la partie supérieure du sol minéral (Benbrahim et al. (2006) ; Bramryd et Fransman (1995) ; Bramryd (2013) ; Egiarte et al. (2009) ; Hasselgren (1999) ; Labrecque et Teodorescu (2001) ; Ludwig et al. (2002) ; Luo et Christie (2001) ; McLaren et al. (2007) ; Moffat et al. (1991) ; Su et al. (2008)) où, par ailleurs, l'augmentation de teneur peut ne pas être détectable (e.g. Lopez-Mosquera et al. (2005)). De même, les teneurs en ETM des arbres, du sous-bois et de la faune des forêts traitées sont le plus souvent non statistiquement différentes de celles des forêts témoins (Augusto et al. (2008) ; Banaitis et al. (2009) ; Bramryd (2001, 2013) ; Cavaleri et al. (2004) ; Cheng et al. (1996) ; Denaix et al. (2011) ; Hasselgren (1999) ; Larcheveque et al. (2006) ; Lodenius et al. (2002 ; 2009) ; Nickelson et West (1996) ; Omil et al (2007) ; Perkiomaki et Fritze (2002 ; 2005)). Même lorsqu'une différence existe, la teneur en ETM reste fréquemment en deçà des valeurs recommandées (e.g. Ferreiro-Dominguez et al. (2012) ; Labrecque et Teodorescu (2001) ; Lazdina et al. (2007) ; Selivanovskaya et Latypova (2006)), sauf à forte dose ou après des apports répétés (e.g. Egiarte et al. (2009)). A l'inverse, de fortes doses de Mafor peuvent conduire à une contamination de l'écosystème (cf. Henry et al. (1994) ; Larcheveque et al. (2006) ; Meyer et al. (2004) ; Roy et Couillard (1998)) comme, par exemple, de champignons (Benbrahim et al. (2006) ; Moilanen et al. (2006) ; Omil et al (2007)) ou d'escargots (Scheifler et al. (2003)).

5.2.2.2. Fuites vers l'environnement

Il y a des fuites, vers les eaux ou vers l'atmosphère, après l'épandage de fortes doses (Crohn (1995a, 1995b) ; Egiarte et al. (2008) ; Medalie et al. (1994) ; Mitchell et al. (2000) ; Pratt & Fox (2009) ; Williams et al. (1996)). Lorsque la dose est faible ou modérée, ces fuites sont de courte durée (quelques mois ou années), voire inexistantes (Ambus et al. (2001) ; Aschmann et al. (1992) ; Borken et Beese (2004a, 2004b) ; Ferrier et al. (1996) ; Gomez-Rey et al. (2013) ; Grey et Henry (2002) ; Hallett et al. (1999) ; Jackson et al. (2000) ; Kraske et Fernandez (1993) ; Medalie et al. (1994) ; Park et al. (2004)). La durée de ces fuites est ainsi relativement court au regard de la durée d'un cycle sylvicole (i.e. quelques mois ou années *versus* quelques décennies), mais long dans l'absolu.

Dans le cas des cendres, ces fuites portent sur des éléments contenus dans la Mafor elle-même (comme K ou Ca ; Rumpf et al. (2001)) ou sur l'azote N (Mellbo et al. (2008)). En effet, les cendres agissent comme un amendement calco-magnésien (Augusto et al. (2008)) en raison de leurs fortes teneurs en différents carbonates (Steenari et Lindqvist (1997)). Cela a pour conséquence de relever le pH du sol (Augusto et al. (2008)), de favoriser ainsi la minéralisation de N et *in fine* de provoquer des pertes de NO_3^- ou NH_4^+ (Kahl et al. (1996)). Toutefois, les bilans cumulés des fuites causées par l'épandage de cendres sont généralement faibles et les effets sur les eaux de surface difficilement détectables (Norstrom et al., 2011).

Le cas des *biosolids* est différent. Contrairement aux cendres, ces Mafor sont très chargés en matières organiques (C, N) et en P (e.g. Henry et al. (1994) ; Mitchell et al. (2000)). Leurs épandages modifient donc souvent les propriétés du sol associées à la dynamique des matières organiques et des cycles du N et du P (e.g. Labrecque et Teodorescu (2001) ; Larcheveque et al. (2006)) ; cf. aussi ci-dessus les effets sur l'activité microbologique des sols), avec un effet fréquemment constaté de la dose (Medalie et al. (1994)). Il peut aussi y avoir des fuites de N soluble (Henry et al. (1994) ; Iwatsubo et Nagayama (1994) ; Mitchell et al. (2000)), ou par dénitrification (Meding et al. (2001)) ou volatilisation de NH_4 (Robinson & Roper (2003)), qui ont lieu après l'épandage.

5.2.2.3. Modifications des biocénoses forestières

L'épandage de Mafor peut modifier certaines biocénoses de l'écosystème forestier (microbes, microfaune et mésofaune du sol ; sous-bois ; avifaune ; etc.). Ces changements se traduisent principalement par des modifications de la composition des biocénoses (Horswell et al. (2007) ; Jacobson et Gustafsson (2001) ; Kellner et Weibull (1998) ; Mueller et al. (1993) ; Neble et al. (2007) ; Pernin et al. (2006) ; Vera et Servello (1994)). A l'inverse, l'abondance et la biodiversité de la plupart des groupes évoluent peu. En d'autres termes, il apparaît que l'épandage ponctuel de Mafor a un réel effet sur la nature et l'abondance relative des espèces présentes, mais qu'il ne remet pas en cause l'existence de la biocénose forestière au sens large (e.g. Jacobson et Gustafsson (2001) ; Pernin et al. (2006) ; Vera et Servello (1994)), sauf peut-être dans des écosystèmes particuliers comme des tourbières forestières où des changements drastiques ont pu être observés comme des substitutions complètes de flore avec le remplacement d'un cortège de bryophytes (i.e. mousses) typiques des tourbières acides par un cortège d'herbacés (Moilanen et al. (2002)).

Références bibliographiques citées dans le chapitre 5

Section 5.1.

- Adegbidi, H.G.; Briggs, R.D., 2003b. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass & Bioenergy*, 25 (6): 665-673.
[Texte intégral](#)
- Adegbidi, H.G.; Briggs, R.D.; Volk, T.A.; White, E.H.; Abrahamson, L.P., 2003a. Effect of organic amendments and slow-release nitrogen fertilizer on willow biomass production and soil chemical characteristics. *Biomass & Bioenergy*, 25 (4): 389-398.
[Texte intégral](#)
- Aggarwal, H.; Goyal, D., 2009. Impact of addition of soil amendments and microbial inoculants on nursery growth of *Populus deltoides* and *Toona ciliata*. *Agroforestry Systems*, 75 (2): 167-173.
[Texte intégral](#)
- Agopsowicz, M.; Białowiec, A.; Pijarczyk, P., 2008. Sewage sludge land disposal effects on groundwater. *Archives of Environmental Protection*, 34 (2): 73-82.
- Ahman, I.; Wilson, F., 2008. Symptoms of pests, rust and other disorders on leaves of willow fertilised with wastewater, urine or sewage sludge. *Biomass & Bioenergy*, 32 (11): 1001-1008.
[Texte intégral](#)
- Aronsson, P.; Perttu, K., 2001. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *Forestry Chronicle*, 77 (2): 293-299.
- Arriagada, C.; Pacheco, P.; Pereira, G.; Machuca, A.; Alvear, M.; Ocampo, J.A., 2009b. Effect of arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on *Eucalyptus globulus* seedlings and some soil enzyme activities under application of sewage sludge amendment. *Revista De La Ciencia Del Suelo Y Nutricion Vegetal*, 9 (2): 89-101.
[Texte intégral](#)
- Arriagada, C.; Sampedro, I.; Garcia-Romera, I.; Ocampo, J., 2009a. Improvement of growth of *Eucalyptus globulus* and soil biological parameters by amendment with sewage sludge and inoculation with arbuscular mycorrhizal and saprobe fungi. *Science of the Total Environment*, 407 (17): 4799-4806.
[Texte intégral](#)
- Augustin, S.; Wagner, M.R.; Chenault, J.; Clancy, K.M., 1997. Influence of pulp and paper mill wastewater on *Chrysomela scripta* (Coleoptera : Chrysomelidae) performance and *Populus* plant traits. *Environmental Entomology*, 26 (6): 1327-1335.
- Barreiros, R.M.; Goncalves, J.L.D.; Sansigolo, C.A.; Poggiani, F., 2007. Changes in productivity and physicochemical characteristics of *Eucalyptus grandis* wood caused by sewage sludge application. *Revista Arvore*, 31 (1): 103-111.
- Bhati, M.; Singh, G., 2003. Growth and mineral accumulation in *Eucalyptus camaldulensis* seedlings irrigated with mixed industrial effluents. *Bioresource Technology*, 88 (3): 221-228.
[Texte intégral](#)
- Białowiec, A.; Wojnowska-Baryla, I.; Agopsowicz, M., 2007a. The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant system with willow *Salix amygdalina* L. *Ecological Engineering*, 30 (4): 356-361.
[Texte intégral](#)
- Białowiec, A.; Wojnowska-Baryla, I.; Hasso-Agopsowicz, M., 2007b. The controlling of landfill leachate evapotranspiration from soil-plant systems with willow: *Salix amygdalina* L. *Waste Management & Research*, 25 (1): 61-67.
[Texte intégral](#)
- Bonnet, B.R.P.; Wisniewski, C.; Reissmann, C.B.; Nogueira, A.C.; Andreoli, C.V.; Barbieri, S.J., 2002. Effects of substrates composed of biosolids on the production of *Eucalyptus viminalis*, *Schinus terebinthifolius* and *Mimosa scabrella* seedlings and on the nutritional status of *Schinus terebinthifolius* seedlings. *Water Science and Technology*, 46 (10): 239-246.
- Brzezinska, M.; Sokolowska, Z.; Alekseeva, T.; Alekseev, A.; Hajnos, M.; Szarlip, P., 2011. Some characteristics of organic soils irrigated with municipal wastewater. *Land Degradation & Development*, 22 (6): 586-595.
[Texte intégral](#)
- Carlander, A.; Aronsson, P.; Allestam, G.; Stenstrom, T.A.; Perttu, K., 2000. Transport and retention of bacteriophages in two types of willow-cropped lysimeters. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 35 (8): 1477-1492.
[Texte intégral](#)
- Carpenter, A.F.; Fernandez, I.J., 2000. Pulp sludge as a component in manufactured topsoil. *Journal of Environmental Quality*, 29 (2): 387-397.
[Texte intégral](#)
- Cavaleri, M.A.; Gilmore, D.W.; Mozaffari, M.; Rosen, C.J.; Halbach, T.R., 2004. Hybrid poplar and forest soil response to municipal and industrial by-products: A greenhouse study. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3): 1055-1061.
[Texte intégral](#)
- Cavanagh, A.; Gasser, M.O.; Labrecque, M., 2011. Pig slurry as fertilizer on willow plantation. *Biomass & Bioenergy*, 35 (10): 4165-4173.
[Texte intégral](#)
- Chamy, R.; Pizarro, C.; Vivanco, E.; Schiappacasse, M.C.; Jeison, D.; Poirrier, P.; Ruiz-Filippi, G., 2007. Selected experiences in Chile for the application of UASB technology for vinasse treatment. *Water Science and Technology*, 56 (2): 39-48.
[Texte intégral](#)
- Chong, C., 1999. Rooting of deciduous woody stem cuttings in peat- and perlite-amended MSW compost media. *Compost Science & Utilization*, 7 (4): 6-14.
[Texte intégral](#)
- Cogliastro, A.; Domon, G.; Daigle, S., 2001. Effects of wastewater sludge and woodchip combinations on soil properties and growth of planted hardwood trees and willows on a restored site. *Ecological Engineering*, 16 (4): 471-485.
[Texte intégral](#)
- Costa, F.G.; Valeri, S.V.; da Cruz, M.C.P.; Gonzales, J.L.S., 2011. Cattle manure for the initial development of plants from different mother of *Corymbia citriodora*. *Scientia Forestalis*, 39 (90): 161-169.
- de Andrade, C.A.; de Oliveira, C.; Cerri, C.C., 2005. Organic matter quality and carbon and nitrogen stocks in an oxisol treated with biosolids and cultivated with eucalyptus. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 29 (5): 803-816.
[Texte intégral](#)
- de Campos, F.D.; Alves, M.C.; de Souza, Z.M.; Pereira, G.T., 2011. Hydro-physical attributes of an Oxisol after sewage sludge application on a Cerrado degraded area. *Ciencia Rural*, 41 (5): 796-803.
[Texte intégral](#)
- De Lira, A.C.S.; Guedes, M.C.; Schalch, V., 2008. Sewage sludge recycling in Eucalypt plantation: carbon and nitrogen. *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, 13 (2): 207-216.
[Texte intégral](#)
- Dimitriou, I.; Aronsson, P., 2011. Wastewater and sewage sludge application to willows and poplars grown in lysimeters-Plant response and treatment efficiency. *Biomass & Bioenergy*, 35 (1): 161-170.
[Texte intégral](#)
- Dimitriou, I.; Eriksson, J.; Adler, A.; Aronsson, P.; Verwijst, I., 2006. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution*, 142 (1): 160-169.
[Texte intégral](#)

- Dimitriou, I.; Mola-Yudego, B.; Aronsson, P., 2012. Impact of Willow Short Rotation Coppice on Water Quality. *Bioenergy Research*, 5 (3): 537-545. [Texte intégral](#)
- Dimitriou, L.; Aronsson, P., 2004. Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. *Biomass & Bioenergy*, 26 (5): 433-441. [Texte intégral](#)
- Dzeletovic, Z.S.; Filipovic, R.M.; Stojanovic, D.D.; Lazarevic, M.M., 2009. Impact of lignite washery sludge on mine soil quality and poplar trees growth. *Land Degradation & Development*, 20 (2): 145-155. [Texte intégral](#)
- Edraki, M.; So, H.B.; Gardner, E.A., 2004. Water balance of Swamp Mahogany and Rhodes grass irrigated with treated sewage effluent. *Agricultural Water Management*, 67 (3): 157-171. [Texte intégral](#)
- Enright, N.J.; Goldblum, D.; Ata, P.; Ashton, D.H., 1997. The independent effects of heat, smoke and ash on emergence of seedlings from the soil seed bank of a healthy Eucalyptus woodland in Grampians (Gariwerd) National Park, western Victoria. *Australian Journal of Ecology*, 22 (1): 81-88. [Texte intégral](#)
- Facelli, J.M.; Kerrigan, R., 1996. Effects of ash and four types of litter on the establishment of Eucalyptus obliqua. *Ecoscience*, 3 (3): 319-324.
- FAIR5-CT97-3947, 2003. Short-rotation willow biomass plantations irrigated and fertilised with wastewaters. Results from a 4-year multidisciplinary field project in Sweden, France, Northern Ireland and Greece supported by the EU-FAIR Programme. Svalov: Danish Environmental Protection Agency, Sustainable urban renewal and wastewater treatment, (Project No CT97-3947), 57 p. [Texte intégral](#)
- Fandino, V.A.; Couce, M.L.A.; Vega, F.A.; Covelo, E.F., 2010. Characterization of different age technosols developed on a copper mine tailing. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19 (8B): 1687-1693.
- Feldkirchner, D.C.; Wang, C.; Gower, S.T.; Kruger, E.L.; Ferris, J., 2003. Effects of nutrient and paper mill biosolids amendments on the growth and nutrient status of hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 177 (1-3): 95-116. [Texte intégral](#)
- Fijalkowska, D.; Styszko, L., 2011. Calorific Value of Willow Biomass. *Rocznik Ochrona Srodowiska*, 13: 875-889.
- Filiatrault, P.; Camire, C.; Norrie, J.P.; Beauchamp, C.J., 2006. Effects of deinking paper sludge on growth and nutritional status of alder and aspen. *Resources Conservation and Recycling*, 48 (3): 209-226. [Texte intégral](#)
- Fine, P.; Atzmon, N.; Adani, F.; Hass, A., 2006. Disposal of sewage effluent and biosolids in eucalyptus plantations: A lysimeter simulation study. In: Twardowska, I.; Allen, H.E.; Haggblom, M.M.; Stefaniak, S., eds. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. (NATO Science Series IV-Earth and Environmental Sciences), 433-453.
- Fine, P.; Hass, A., 2007. Role of organic matter in microbial transport during irrigation with sewage effluent. *Journal of Environmental Quality*, 36 (4): 1050-1060. [Texte intégral](#)
- Furczak, J.; Joniec, J., 2007a. Preliminary study of sludge effect on soil microbial activity of a podzolic soil under willow culture. *International Agrophysics*, 21 (1): 39-47.
- Furczak, J.; Joniec, J., 2007b. Changes in biochemical activity of podzolic soil under willow culture in the second year of treatment with municipal-industrial sewage sludge. *International Agrophysics*, 21 (2): 145-152.
- Furczak, J.; Joniec, J., 2009. Microbial Populations and Activity of Biochemical Processes Related to Carbon and Nitrogen Transformations in Podzolic Soil under Willow Culture in Fifth Year from Treatment with Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 18 (5): 801-810.
- Galbally, P.; Ryan, D.; Fagan, C.C.; Finnan, J.; Grant, J.; McDonnell, K., 2013. Biosolid and distillery effluent amendments to Irish short rotation coppiced willow plantations: Impacts on groundwater quality and soil. *Agricultural Water Management*, 116: 193-203. [Texte intégral](#)
- Garcia, G.D.; Goncalves, I.Z.; Madalao, J.C.; Nazario, A.A.; dos Reis, E.F., 2010. Growth of eucalyptus seedlings subjected to the application of biosolids. *Revista Ciencia Agronomica*, 41 (1): 87-94.
- Giachetti, G.; Sebastiani, L., 2006. Metal accumulation in poplar plant grown with industrial wastes. *Chemosphere*, 64 (3): 446-454. [Texte intégral](#)
- Gomes, M.P.; Marques, T.; Silva, G.H.; Soares, A.M., 2011. Utilization of Willow (*Salix humboldtiana* Willd) as a species for phytoremediation of zinc industry waste. *Scientia Forestalis*, 39 (89): 117-123. [Texte intégral](#)
- Gonzalez, J.M.; Anso, G.; Luis, E., 2001. Experimental results on constructed wetland pilot system. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 387-392.
- Guedes, M.C.; de Andrade, C.A.; Poggiani, F.; Mattiazzo, M.E., 2006. Soil chemical properties and eucalypt nutrition as a function of sewage sludge addition. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 30 (2): 267-280. [Texte intégral](#)
- Guo, L.B.; Sims, R.E.H., 2000. Effect of meatworks effluent irrigation on soil, tree biomass production and nutrient uptake in Eucalyptus globulus seedlings in growth cabinets. *Bioresource Technology*, 72 (3): 243-251. [Texte intégral](#)
- Gupta, V.; Rogers, S.; Naidu, R., 1998. Effects of secondary treated sewage effluent application on the populations of microfauna in a hardwood plantation soil: Bolivar HIAT trial. *Geoderma*, 84 (1-3): 249-263. [Texte intégral](#)
- Gyuricza, C.; Nagy, L.; Ujj, A.; Miko, P.; Alexa, L., 2008. The impact of composts on the heavy metal content of the soil and plants in energy willow plantations (*Salix* SP.). *Cereal Research Communications*, 36: 279-282.
- Han, N.Z.; Thompson, M.L., 1999. Soluble organic carbon in a biosolids-amended mollisol. *Journal of Environmental Quality*, 28 (2): 652-658. [Texte intégral](#)
- Han, S.H.; Kim, D.H.; Ultra, V.U.; Kim, P.G.; Aggangan, N.S., 2012. Physiological response of Cd- and Pb-treated *Populus alba* x *glandulosa* seedlings amended with SCB liquid fertilizer. *Asia Life Sciences*, 21 (2): 481-498.
- Hansson, P.A.; Svensson, S.E.; Hallefält, F.; Diedrichs, H., 1999. Nutrient and cost optimization of fertilizing strategies for *Salix* including use of organic waste products. *Biomass & Bioenergy*, 17 (5): 377-387. [Texte intégral](#)
- Hasselgren, K., 1998. Use of municipal waste products in energy forestry: Highlights from 15 years of experience. *Biomass & Bioenergy*, 15 (1): 71-74. [Texte intégral](#)
- Heaton, R.J.; Sims, R.E.H.; Tungcul, R.O., 2002. The root growth of *Salix viminalis* and *Eucalyptus nitens* in response to dairy farm pond effluent irrigation. *Bioresource Technology*, 81 (1): 1-6. [Texte intégral](#)
- Heinsoo, K.; Holm, B., 2010. *Use of municipal wastewater and composted wastewater sludge in willow short rotation coppice in Estonia*. In: Sarsby, R.W.; Meggyes, T., eds. *Construction for a Sustainable Environment*. London: CRC Press, 463-470.
- Helmisaari, H.S.; Salemaa, M.; Derome, J.; Kiikkila, O.; Uhlig, C.; Nieminen, T.M., 2007. Remediation of heavy metal-contaminated forest soil using recycled organic matter and native woody plants. *Journal of Environmental Quality*, 36 (4): 1145-1153. [Texte intégral](#)
- Holm, B.; Heinsoo, K., 2013. Influence of composted sewage sludge on the wood yield of willow short rotation coppice. An Estonian case study. *Environment Protection Engineering*, 39 (1): 17-32. [Texte intégral](#)
- Hooda, A.K.; Weston, C.J.; Chen, D., 2003. Denitrification in effluent-irrigated clay soil under Eucalyptus globulus plantation in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 179 (1-3): 547-558. [Texte intégral](#)

- Huynh, T.T.; Laidlaw, W.S.; Singh, B.; Gregory, D.; Baker, A.J.M., 2008. Effects of phytoextraction on heavy metal concentrations and pH of pore-water of biosolids determined using an in situ sampling technique. *Environmental Pollution*, 156 (3): 874-882.
[Texte intégral](#)
- Hytonen, J., 1998. Effect of peat ash fertilization on the nutrient status and biomass production of short-rotation willow on cut-away peatland area. *Biomass & Bioenergy*, 15 (1): 83-92.
[Texte intégral](#)
- Jarecki, M.K.; Chong, C.; Voroney, R.P., 2012. Evaluation of Compost Leachate for Growing Nursery Trees on a Waste-Rehabilitated Field Site. *Compost Science & Utilization*, 20 (3): 171-180.
[Texte intégral](#)
- Jeyakumar, P.; Loganathan, P.; Sivakumaran, S.; Anderson, C.W.N.; McLaren, R.G., 2010. Bioavailability of copper and zinc to poplar and microorganisms in a biosolids-amended soil. *Australian Journal of Soil Research*, 48 (5): 459-469.
[Texte intégral](#)
- Joniec, J.; Furczak, J., 2008. Counts and activity of microorganisms participating in nitrogen transformations in soil, four years after application of sewage sludge. *Journal of Elementology*, 13 (4): 545-557.
- Joniec, J.; Furczak, J., 2010. Studies on Stability and Changes in Microbiological and Biochemical Activity of Podzolic Soil under Plantation of Basket Willow after Introduction of Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19 (5): 921-930.
- Justin, M.Z.; Pajk, N.; Zupanc, V.; Zupancic, M., 2010. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of Populus and Salix: Biomass and growth response. *Waste Management*, 30 (6): 1032-1042.
[Texte intégral](#)
- Kacprzak, M.; Fijalkowski, K., 2009. Mycorrhiza and sewage sludge effect on biomass of sunflower and willow during phytoremediation of degraded terrains within zinc foundry zone. *Environment Protection Engineering*, 35 (2): 181-187.
- Kandari, L.S.; Kulkarni, M.G.; van Staden, J., 2011. Vermicompost leachate improves seedling emergence and vigour of aged seeds of commercially grown Eucalyptus species. *Southern Forests*, 73 (2): 117-122.
[Texte intégral](#)
- Kanekar, P.; Fanse, K.; Kumbhojkar, M.S.; Ghate, V.; Kelkar, A.; Sarnaik, S., 1998. Effect of mancozeb pesticide effluent with high sulfate content on growth of selected plant species. *Journal of Environmental Biology*, 19 (3): 205-209.
- Kostyanovsky, K.I.; Evanylo, G.K.; Lasley, K.K.; Daniels, W.L.; Shang, C., 2011. Leaching potential and forms of phosphorus in deep row applied biosolids underlying hybrid poplar. *Ecological Engineering*, 37 (11): 1765-1771.
[Texte intégral](#)
- Kowalik, P.J.; Randerson, P.F., 1994. Nitrogen and phosphorus removal by willow stands irrigated with municipal waste-water - A review of the polish experience. *Biomass & Bioenergy*, 6 (1-2): 133-139.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I., 2001. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). *Forest Ecology and Management*, 150 (3): 223-239.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I., 2003. High biomass yield achieved by Salix clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass & Bioenergy*, 25 (2): 135-146.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I.; Daigle, S., 1995. Effect of waste-water sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of 2 salix species. *Plant and Soil*, 171 (2): 303-316.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I.; Daigle, S., 1997. Biomass productivity and wood energy of Salix species after 2 years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. *Biomass & Bioenergy*, 12 (6): 409-417.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I.; Daigle, S., 1998. Early performance and nutrition of two willow species in short-rotation intensive culture fertilized with wastewater sludge and impact on the soil characteristics. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 28 (11): 1621-1635.
[Texte intégral](#)
- Lafleur, B.; Thiffault, E.; Pare, D.; Camire, C.; Bernier-Cardou, M.; Masse, S., 2012. Effects of hog manure application on the nutrition and growth of hybrid poplar (Populus spp.) and on soil solution chemistry in short-rotation woody crops. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155: 95-104.
[Texte intégral](#)
- Laidlaw, W.S.; Arndt, S.K.; Huynh, T.T.; Gregory, D.; Baker, A.J.M., 2012. Phytoextraction of Heavy Metals by Willows Growing in Biosolids under Field Conditions. *Journal of Environmental Quality*, 41 (1): 134-143.
[Texte intégral](#)
- Lalke-Porczyk, E.; Brzezinska, M.S.; Donderski, W., 2009. Influence of the Root System of the Common Osier (Salix viminalis L.) on Abundance of Heterotrophic Bacteria in the Willow Sewage Treatment System. *Current Microbiology*, 58 (6): 571-577.
[Texte intégral](#)
- Larcheveque, M.; Desrochers, A.; Larocque, G.R., 2011. Comparison of manure compost and mineral fertilizer for hybrid poplar plantation establishment on boreal heavy clay soils. *Annals of Forest Science*, 68 (4): 849-860.
[Texte intégral](#)
- Lazdina, D.; Lazdins, A.; Karins, Z.; Kaposits, V., 2007a. Effect of sewage sludge fertilization in short-rotation willow plantations. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 15 (2): 105-111.
- Lazdina, D.; Lazdins, A.; Karins, Z.; Komorovska, A.; Lua, 2007b. Waste water sewage sludge usage as fertilizer of short rotation forest plantations. *Rural Development 2007: Proceedings*. (Rural Development), 287-293.
- Leffert, A.L.; Clark, G.A.; Hutchinson, S.L.; Barden, C.J., 2008. Evaluation of poplar trees irrigated with livestock lagoon wastewater. *Transactions of the Asabe*, 51 (6): 2051-2060.
[Texte intégral](#)
- Lin, C.X.; Maddocks, G.; Lin, J.; Lancaster, G.; Chu, C.X., 2004. Acid neutralising capacity of two different bauxite residues (red mud) and their potential applications for treating acid sulfate water and soils. *Australian Journal of Soil Research*, 42 (5-6): 649-657.
[Texte intégral](#)
- Linsley, S.J.; Adams, M.A.; Grierson, P.F., 2007. Soil water nitrate and ammonium dynamics under a sewage effluent-irrigated eucalypt plantation. *Journal of Environmental Quality*, 36 (6): 1883-1894.
[Texte intégral](#)
- Liphadzi, M.S.; Kirkham, M.B.; Mankin, K.R.; Paulsen, G.M., 2003. EDTA-assisted heavy-metal uptake by poplar and sunflower grown at a long-term sewage-sludge farm. *Plant and Soil*, 257 (1): 171-182.
[Texte intégral](#)
- Lombard, K.; O'Neill, M.; Heyduck, R.; Onken, B.; Ulery, A.; Mexal, J.; Unc, A., 2011. Composted biosolids as a source of iron for hybrid poplars (Populus sp.) grown in northwest New Mexico. *Agroforestry Systems*, 81 (1): 45-56.
[Texte intégral](#)
- Lopez-Diaz, M.L.; Rolo, V.; Moreno, G., 2011. Trees' Role in Nitrogen Leaching after Organic, Mineral Fertilization: A Greenhouse Experiment. *Journal of Environmental Quality*, 40 (3): 853-859.
[Texte intégral](#)
- Lteif, A.; Whalen, J.K.; Bradley, R.L.; Camire, C., 2007. Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil Use and Management*, 23 (4): 393-403.
[Texte intégral](#)
- Lteif, A.; Whalen, J.K.; Bradley, R.L.; Camire, C., 2010. Nitrogen transformations revealed by isotope dilution in an organically fertilized hybrid poplar plantation. *Plant and Soil*, 333 (1-2): 105-116.
[Texte intégral](#)

- Luxmoore, R.J.; Tharp, M.L.; Efroymson, R.A., 1999. Comparison of simulated forest responses to biosolids applications. *Journal of Environmental Quality*, 28 (6): 1996-2007.
[Texte intégral](#)
- Madejon, E.; Doronila, A.I.; Madejon, P.; Baker, A.J.M.; Woodrow, I.E., 2012. Biosolids, mycorrhizal fungi and eucalypts for phytostabilization of arsenical sulphidic mine tailings. *Agroforestry Systems*, 84 (3): 389-399.
[Texte intégral](#)
- Marmioli, M.; Robinson, B.H.; Clothier, B.E.; Bolan, N.S.; Marmioli, N.; Schulin, R., 2012. Effect of dairy effluent on the biomass, transpiration, and elemental composition of *Salix kinuyanagi* Kimura. *Biomass & Bioenergy*, 37: 282-288.
[Texte intégral](#)
- Mataix-Solera, J.; Garcia-Irles, L.; Morugan, A.; Doerr, S.H.; Garcia-Orenes, F.; Arcenegui, V.; Atanassova, I., 2011. Longevity of soil water repellency in a former wastewater disposal tree stand and potential amelioration. *Geoderma*, 165 (1): 78-83.
[Texte intégral](#)
- Mercuri, A.M.; Duggin, J.A.; Grant, C.D., 2005. The use of saline mine water and municipal wastes to establish plantations on rehabilitated open-cut coal mines, Upper Hunter Valley NSW, Australia. *Forest Ecology and Management*, 204 (2-3): 195-207.
[Texte intégral](#)
- Michelini, L.; Meggio, F.; La Rocca, N.; Ferro, S.; Ghisi, R., 2012a. Accumulation and effects of sulfadimethoxine in *salix fragilis* L. plants: A preliminary study to phytoremediation purposes. *International Journal of Phytoremediation*, 14 (4): 388-402.
[Texte intégral](#)
- Michelini, L.; Reichel, R.; Werner, W.; Ghisi, R.; Thiele-Bruhn, S., 2012b. Sulfadiazine Uptake and Effects on *Salix fragilis* L. and *Zea mays* L. Plants. *Water Air and Soil Pollution*, 223 (8): 5243-5257.
[Texte intégral](#)
- Mikes, O.; Trapp, S., 2010. Acute Toxicity of the Dissociating Veterinary Antibiotics Trimethoprim to Willow Trees at Varying pH. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85 (6): 556-561.
[Texte intégral](#)
- Minor, M.A.; Norton, R.A., 2004. Effects of soil amendments on assemblages of soil mites (Acari : Oribatida, Mesostigmata) in short-rotation willow plantings in central New York. *Canadian Journal of Forest Research- Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 34 (7): 1417-1425.
[Texte intégral](#)
- Mleczek, M.; Kaczmarek, Z.; Magdziak, Z.; Golinski, P.K., 2010a. Hydroponic estimation of heavy metal accumulation by different genotypes of *Salix*. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 45 (5): 569-578.
[Texte intégral](#)
- Mleczek, M.; Magdziak, Z.; Kaczmarek, Z.; Golinski, P., 2010b. Hydroponical estimation of interactions among selected heavy metals accumulated by *Salix viminalis* in phytoremediation process. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 45 (11): 1353-1362.
[Texte intégral](#)
- Moffat, A.J.; Armstrong, A.T.; Ockleston, J., 2001. The optimization of sewage sludge and effluent disposal on energy crops of short rotation hybrid poplar. *Biomass & Bioenergy*, 20 (3): 161-169.
[Texte intégral](#)
- Morgan, J.A.; Martin, J.F.; Bouchard, V., 2008. Identifying plant species with root associated bacteria that promote nitrification and denitrification in ecological treatment systems. *Wetlands*, 28 (1): 220-231.
[Texte intégral](#)
- Mosquera-Losada, M.R.; Moran-Zuloaga, D.; Rigueiro-Rodriguez, A., 2011. Effects of lime and sewage sludge on soil, pasture production, and tree growth in a six-year-old *Populus canadensis* Moench silvopastoral system. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174 (1): 145-153.
[Texte intégral](#)
- Myers, B.J.; Benyon, R.G.; Theiveyanathan, S.; Criddle, R.S.; Smith, C.J.; Falkner, R.A., 1998. Response of effluent-irrigated *Eucalyptus grandis* and *Pinus radiata* to salinity and vapor pressure deficits. *Tree Physiology*, 18 (8-9): 565-573.
[Texte intégral](#)
- Neuschütz, C.; Greger, M., 2010. Ability of Various Plant Species to Prevent Leakage of N, P, and Metals from Sewage Sludge. *International Journal of Phytoremediation*, 12 (1): 67-84.
[Texte intégral](#)
- Neuschütz, C.; Stoltz, E.; Greger, M., 2006. Root penetration of sealing layers made of fly ash and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4): 1260-1268.
[Texte intégral](#)
- Oleszczuk, P., 2006. Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge-amended soil. *Chemosphere*, 65 (9): 1616-1626.
[Texte intégral](#)
- Oleszczuk, P.; Baran, S., 2005a. Polycyclic aromatic hydrocarbons content in shoots and leaves of willow (*Salix viminalis*) cultivated on the sewage sludge-amended soil. *Water Air and Soil Pollution*, 168 (1-4): 91-111.
[Texte intégral](#)
- Oleszczuk, P.; Baran, S., 2005b. Kinetics of PAHs losses and relationships between PAHs properties and properties of soil in sewage sludge-amended soil. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 25 (3): 245-269.
[Texte intégral](#)
- Pandey, A.; Singh, M.; Srivastava, R.K.; Vasudevan, P., 2011. Pollutant removal potential, growth and nutritional characteristics of short rotation woody crops in grey water vegetation filter system. *Journal of Scientific & Industrial Research*, 70 (8): 610-615.
- Park, B.B.; Yanai, R.D.; Sahm, J.M.; Ballard, B.D.; Abrahamson, L.P., 2004. Wood ash effects on soil solution and nutrient budgets in a willow bioenergy plantation. *Water Air and Soil Pollution*, 159 (1-4): 209-224.
[Texte intégral](#)
- Park, B.B.; Yanai, R.D.; Sahm, J.M.; Lee, D.K.; Abrahamson, L.P., 2005. Wood ash effects on plant and soil in a willow bioenergy plantation. *Biomass & Bioenergy*, 28 (4): 355-365.
[Texte intégral](#)
- Patterson, S.J.; Chanasyk, D.S.; Mapfumo, E.; Naeth, M.A., 2008a. Effects of diluted Kraft pulp mill effluent on hybrid poplar and soil chemical properties. *Irrigation Science*, 26 (6): 547-560.
[Texte intégral](#)
- Patterson, S.J.; Chanasyk, D.S.; Naeth, M.A.; Mapfumo, E., 2008b. Effect of municipal and pulp mill effluents on the chemical properties and nutrient status of a coarse-textured Brunisol in a growth chamber. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (3): 429-441.
[Texte intégral](#)
- Patterson, S.J.; Chanasyk, D.S.; Naeth, M.A.; Mapfumo, E., 2009. Effluent effects on the nutrient concentrations and growth of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and hybrid poplar (*Populus deltoides* x *P. petrowskyana* L.). *Canadian Journal of Soil Science*, 89 (2): 223-234.
[Texte intégral](#)
- Piper, A.D.; Lamb, D.; Menzies, N.W., 2011. Irrigation with industrial effluent leads to mortality of coppice growth in *Eucalyptus*. *Australian Forestry*, 74 (3): 170-179.
[Texte intégral](#)
- Polglase, P.J.; Tompkins, D.; Stewart, L.G.; Falkner, R.A., 1995. Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent-irrigated pine plantation. *Journal of Environmental Quality*, 24 (5): 911-920.
[Texte intégral](#)
- Pulford, I.D.; Riddell-Black, D.; Stewart, C., 2002. Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: The potential for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 4 (1): 59-72.
[Texte intégral](#)
- Quaye, A.K.; Volk, T.A.; Hafner, S.; Leopold, D.J.; Schirmer, C., 2011. Impacts of paper sludge and manure on soil and biomass production of willow. *Biomass & Bioenergy*, 35 (7): 2796-2806.
[Texte intégral](#)
- Renault, S.; Lait, C.; Zwiazek, J.J.; MacKinnon, M., 1998. Effect of high salinity tailings waters produced from gypsum treatment of oil sands tailings on plants of the boreal forest. *Environmental Pollution*, 102 (2-3): 177-184.
[Texte intégral](#)

- Renault, S.; Paton, E.; Nilsson, G.; Zwiasek, J.J.; MacKinnon, M.D., 1999. Responses of boreal plants to high salinity oil sands tailings water. *Journal of Environmental Quality*, 28 (6): 1957-1962.
[Texte intégral](#)
- Reyes, O.; Casal, M., 1998. Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation to the amount of ash produced in forest fires. *Annales Des Sciences Forestières*, 55 (7): 837-845.
[Texte intégral](#)
- Rezende, A.A.P.; de Matos, A.T.; Silva, C.M.; Neves, J.C.L., 2010. Irrigation of eucalyptus plantation using treated bleached kraft pulp mill effluent. *Water Science and Technology*, 62 (9): 2150-2156.
[Texte intégral](#)
- Rocha, G.N.; Goncalves, J.L.M.; Moura, I.M., 2004. Changes in soil fertility and growth of *Aneucalyptus grandis* plantation fertilized with biosolid. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 28 (4): 623-639.
- Rockwood, D.L.; Becker, B.; Ozores-Hampton, M.P., 2012. Municipal Solid Waste Compost Benefits on Short Rotation Woody Crops. *Compost Science & Utilization*, 20 (2): 67-72.
[Texte intégral](#)
- Samecka-Cymerman, A.; Stepien, D.; Kempers, A.J., 2004. Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues*, 67 (4): 265-275.
[Texte intégral](#)
- Sebastiani, L.; Scebba, F.; Tognetti, R., 2004. Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides* x *maximowiczii*) and I-214 (*P. euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany*, 52 (1): 79-88.
[Texte intégral](#)
- Sette, C.R.; Tomazello, M.; Lousada, J.L.; Laclau, J.P., 2009. Effect of nitrogen and sewage sludge application on juvenile wood characteristics of *Eucalyptus grandis* trees. *Cerne*, 15 (3): 303-312.
- Shah, F.U.R.; Ahmad, N.; Masood, K.R.; Peralta-Videa, J.R.; Zahid, D.M.; Zubair, M., 2010. Response of *Eucalyptus Camaldulensis* to Irrigation With the Hudiera Drain Effluent. *International Journal of Phytoremediation*, 12 (4): 343-357.
[Texte intégral](#)
- Shen, J.F.; Zhou, X.W.; Sun, D.S.; Fang, J.G.; Liu, Z.J.; Li, Z.M., 2008. Soil improvement with coal ash and sewage sludge: a field experiment. *Environmental Geology*, 53 (8): 1777-1785.
[Texte intégral](#)
- Shukla, O.P.; Juwarkar, A.A.; Singh, S.K.; Khan, S.; Rai, U.N., 2011. Growth responses and metal accumulation capabilities of woody plants during the phytoremediation of tannery sludge. *Waste Management*, 31 (1): 115-123.
[Texte intégral](#)
- Siipilehto, J., 2001. Effect of weed control with fibre mulches and herbicides on the initial development of spruce, birch and aspen seedlings on abandoned farmland. *Silva Fennica*, 35 (4): 403-414.
- Simon, M.; Zsuffa, L.; Sennerbyforsse, L.; Burgess, D., 1991. Variation in the response of some north-american willow species and clones to sludge fertilization. *Biomass & Bioenergy*, 1 (4): 185-191.
[Texte intégral](#)
- Singh, G.; Bhati, M., 2003. Growth, biomass production, and nutrient composition of eucalyptus seedlings irrigated with municipal effluent in loamy sand soil of Indian desert. *Journal of Plant Nutrition*, 26 (12): 2469-2488.
[Texte intégral](#)
- Smith, K.E.; Schwab, A.P.; Banks, M.K., 2008. Dissipation of PAHs in saturated, dredged sediments: A field trial. *Chemosphere*, 72 (10): 1614-1619.
[Texte intégral](#)
- Snow, V.O.; Smith, C.J.; Polglase, P.J.; Probert, M.E., 1999. Nitrogen dynamics in a eucalypt plantation irrigated with sewage effluent or bore water. *Australian Journal of Soil Research*, 37 (3): 527-544.
[Texte intégral](#)
- Stanczyk-Mazanek, E.; Stepniak, L.; Kepa, U., 2009. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil with sewage sludges. *Desalination and Water Treatment*, 10 (1-3): 158-164.
[Texte intégral](#)
- Styszko, L.; Fijalkowska, D.; Sztyma, M., 2009. Influence of Fertilization on Shoot of *Salix viminalis* Growth in the Year 2008 in Koszalin Region. *Rocznik Ochrona Srodowiska*, 11: 221-229.
- Styszko, L.; Fijalkowska, D.; Sztyma, M., 2010a. Influence of Biomass Obtainment Conditions on Regrowth of Energetic Willow Shoots during a Four-year Cycle. *Rocznik Ochrona Srodowiska*, 12: 339-350.
- Styszko, L.; Fijalkowska, D.; Sztyma, M.; Ignatowicz, M., 2010b. Effect of Cultivation Conditions on the Acquisition of Willow Biomass in the Four-year Cycle. *Rocznik Ochrona Srodowiska*, 12: 575-586.
- Styszko, L.; Fijalkowska, D.; Sztyma-Horwat, M., 2011. Influence of fertilization with compost from municipal sludge on the content of dry matter and the yield of energy willow planted on light soil. *Environment Protection Engineering*, 37 (3): 37-45.
- Sui, Y.; Thompson, M.L.; Mize, C.W., 1999a. Redistribution of biosolids-derived total phosphorus applied to a mollisol. *Journal of Environmental Quality*, 28 (4): 1068-1074.
[Texte intégral](#)
- Sui, Y.B.; Thompson, M.L.; Shang, C., 1999b. Fractionation of phosphorus in a mollisol amended with biosolids. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1174-1180.
[Texte intégral](#)
- Sztyma-Horwat, M.; Styszko, L., 2011. Nitrogen Oxides NOx Emissions from Combustion of Willow Biomass. *Rocznik Ochrona Srodowiska*, 13: 787-800.
- Tanvir, M.A.; Siddiqui, M.T., 2010. Growth performance and cadmium (Cd) uptake by *populus deltoides* as irrigated by urban wastewater. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 47 (3): 235-240.
- Taylor, J.E.; Thomson, J.A., 1998. Bracken litter as mulch: glasshouse evaluation of phytotoxicity. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38 (2): 161-169.
[Texte intégral](#)
- Thomas, C.N.; Bauerle, W.L.; Owino, T.O.; Chastain, J.P.; Maine, S.J., 2007. Influence of brick air scrubber by-product on growth and development of corn and hybrid poplar. *Bioresource Technology*, 98 (5): 1085-1094.
[Texte intégral](#)
- Tognetti, R.; Sebastiani, L.; Minnocci, A., 2004. Gas exchange and foliage characteristics of two poplar clones grown in soil amended with industrial waste. *Tree Physiology*, 24 (1): 75-82.
[Texte intégral](#)
- Toome, M.; Heinsoo, K.; Holm, B.; Luik, A., 2010a. The influence of canopy density on willow leaf rust (*Melampsora epitea*) severity in willow short rotation coppice. *Biomass & Bioenergy*, 34 (8): 1201-1206.
[Texte intégral](#)
- Toome, M.; Heinsoo, K.; Luik, A., 2010b. Relation between leaf rust (*Melampsora epitea*) severity and the specific leaf area in short rotation coppice willows. *European Journal of Plant Pathology*, 126 (4): 583-588.
[Texte intégral](#)
- Trapp, S.; Ciucani, G.; Sismilich, M., 2004. Toxicity of tributyltin to willow trees. *Environmental Science and Pollution Research*, 11 (5): 327-330.
[Texte intégral](#)
- Truu, M.; Truu, J.; Heinsoo, K., 2009. Changes in soil microbial community under willow coppice: The effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35 (6): 1011-1020.
[Texte intégral](#)
- Tsakou, A.; Roulia, M.; Christodoulakis, N.S., 2003. Growth parameters and heavy metal accumulation in poplar tree cultures (*Populus euramericana*) utilizing water and sludge from a sewage treatment plant. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 71 (2): 330-337.
[Texte intégral](#)
- Tzanakakis, V.A.; Paranychianakis, N.V.; Angelakis, A.N., 2009. Nutrient removal and biomass production in land treatment systems receiving domestic effluent. *Ecological Engineering*, 35 (10): 1485-1492.
[Texte intégral](#)

- Tzanakakis, V.A.; Paranychianakis, N.V.; Londra, P.A.; Angelakis, A.N., 2011. Effluent application to the land: Changes in soil properties and treatment potential. *Ecological Engineering*, 37 (11): 1757-1764.
[Texte intégral](#)
- Vogeler, I.; Green, S.R.; Mills, T.; Clothier, B.E., 2006. Modelling nitrate and bromide leaching from sewage sludge. *Soil & Tillage Research*, 89 (2): 177-184.
[Texte intégral](#)
- Wrobel, M.; Wrobel, J.; Gregorczyk, A., 2011. Floristic and community diversity of weed vegetation in willow short-rotation coppices in different soil-habitat conditions. *Polish Journal of Ecology*, 59 (2): 289-296.
- Wroblewska, H., 2008. Studies on the effect of compost made of post-use wood waste on the growth of willow plants. *Molecular Crystals and Liquid Crystals*, 483: 352-366.
[Texte intégral](#)
- Wu, S.B.; Austin, D.; Liu, L.; Dong, R.J., 2011. Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecological Engineering*, 37 (6): 948-954.
[Texte intégral](#)
- Zalesny, J.A.; Zalesny, R.S.; Coyle, D.R.; Hall, R.B.; Bauer, E.O., 2009. Clonal Variation in Morphology of Populus Root Systems Following Irrigation with Landfill Leachate or Water during 2 Years of Establishment. *Bioenergy Research*, 2 (3): 134-143.
[Texte intégral](#)
- Zalesny, R.S.; Zalesny, J.A., 2011. Clonal Variation in Lateral and Basal Rooting of Populus Irrigated with Landfill Leachate. *Silvae Genetica*, 60 (1): 35-44.
- Zupanc, V.; Justin, M.Z., 2010. Changes in soil characteristics during landfill leachate irrigation of Populus deltoides. *Waste Management*, 30 (11): 2130-2136.
[Texte intégral](#)
- ## Section 5.2.
- Ambus, P.; Jensen, J.M.; Prieme, A.; Pilegaard, K.; Kjoller, A., 2001. Assessment of CH₄ and N₂O fluxes in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest and an adjacent N-fertilised barley (*Hordeum vulgare*) field: effects of sewage sludge amendments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60 (1-3): 15-21.
[Texte intégral](#)
- Aschmann, S.G.; McIntosh, M.S.; Angle, J.S.; Hill, R.L., 1992. Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid waste water sludge. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 38 (4): 249-263.
[Texte intégral](#)
- Augusto, L.; Bakker, M.R.; Meredieu, C., 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306 (1-2): 181-198.
[Texte intégral](#)
- Badeau, V.; Dambrine, E.; Walter, C., 1999. Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols*, 6: 165-180.
[Texte intégral](#)
- Banaitis, M.R.; Fernandez, I.J.; Wilson, C.; Norton, S.A.; Dail, D.B., 2009. Biogeochemical Response of a Northeastern Forest Ecosystem to Biosolids Amendments. *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 792-803.
[Texte intégral](#)
- Benbrahim, M.; Denaix, L.; Thomas, A.L.; Balet, J.; Carnus, J.M., 2006. Metal concentrations in edible mushrooms following municipal sludge application on forest land. *Environmental Pollution*, 144 (3): 847-854.
[Texte intégral](#)
- Borken, W.; Xu, Y.J.; Beese, F., 2004. Ammonium, nitrate and dissolved organic nitrogen in seepage water as affected by compost amendment to European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Plant and Soil*, 258 (1-2): 121-134.
[Texte intégral](#)
- Borken, W.; Xu, Y.J.; Beese, F., 2004. Leaching of dissolved organic carbon and carbon dioxide emission after compost application to six nutrient-depleted forest soils. *Journal of Environmental Quality*, 33 (1): 89-98.
[Texte intégral](#)
- Bramryd, T., 2001. Effects of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scots pine stand (*Pinus sylvestris* L.) in Central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 147 (2-3): 197-216.
[Texte intégral](#)
- Bramryd, T., 2002. Impact of sewage sludge application on the long-term nutrient balance in acid soils of Scots pine (*Pinus sylvestris*, L.) forests. *Water Air and Soil Pollution*, 140 (1-4): 381-399.
[Texte intégral](#)
- Bramryd, T., 2013. Long-term effects of sewage sludge application on the heavy metal concentrations in acid pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in a climatic gradient in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 289: 434-444.
[Texte intégral](#)
- Bramryd, T.; Fransman, B., 1995. Silvicultural use of wood ashes - Effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L) forest soil. *Water Air and Soil Pollution*, 85 (2): 1039-1044.
[Texte intégral](#)
- Cavaleri, M.A.; Gilmore, D.W.; Mozaffari, M.; Rosen, C.J.; Halbach, T.R., 2004. Hybrid poplar and forest soil response to municipal and industrial by-products: A greenhouse study. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3): 1055-1061.
[Texte intégral](#)
- Cheng, C.; Kimmins, J.P.; Sullivan, T.P., 1996. Forest fertilization with biosolids: Impact on small mammal population dynamics. *Northwest Science*, 70 (3): 252-261.
- Crohn, D.M., 1995a. Design of long-term sludge-load rates for forests under uncertainty. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 121 (9): 625-632.
[Texte intégral](#)
- Crohn, D.M., 1995b. Sustainability of sewage-sludge land application to Northern Hardwood forests. *Ecological Applications*, 5 (1): 53-62.
[Texte intégral](#)
- da Silva, P.H.M.; Poggiani, F.; Goncalves, J.L.D.; Stape, J.L., 2008. Wood volume and foliar concentration of nutrients in *Eucalyptus grandis* after wet and dry sewage sludge application. *Revista Arvore*, 32 (5): 845-854.
[Texte intégral](#)
- Denaix, L.; Thomas-Chery, A.L.; Balet, J.; Benbrahim, M.; Carnus, J.M., 2011. Effects of Municipal Sewage Sludge Application on Soil and Purple Moor-grass (*Molinia caerulea*) Contamination by Metals in a Maritime Pine Forest. *Water Air and Soil Pollution*, 219 (1-4): 239-249.
[Texte intégral](#)
- Egiarte, G.; Arbestain, M.C.; Alonso, A.; Ruiz-Romera, E.; Pinto, M., 2005. Effect of repeated applications of sewage sludge on the fate of N in soils under Monterey pine stands. *Forest Ecology and Management*, 216 (1-3): 257-269.
[Texte intégral](#)
- Egiarte, G.; Pinto, M.; Ruiz-Romera, E.; Arbestain, M.C., 2008. Monitoring heavy metal concentrations in leachates from a forest soil subjected to repeated applications of sewage sludge. *Environmental Pollution*, 156 (3): 840-848.
[Texte intégral](#)
- Egiarte, G.; Pinto, M.; Ruiz-Romera, E.; Arbestain, M.C., 2009. Changes in Heavy Metal Concentrations in Acid Soils Under Pine Stands Subjected to Repeated Applications of Biosolids. *Soil Science*, 174 (7): 372-379.
[Texte intégral](#)
- Feldkirchner, D.C.; Wang, C.; Gower, S.T.; Kruger, E.L.; Ferris, J., 2003. Effects of nutrient and paper mill biosolids amendments on the growth and nutrient status of hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 177 (1-3): 95-116.
[Texte intégral](#)

- Ferm, A.; Hokkanen, T.; Moilanen, M.; Issakainen, J., 1992. Effects of Wood Bark Ash on the Growth and Nutrition of a Scots Pine Afforestation in Central Finland. *Plant and Soil*, 147 (2): 305-316.
[Texte intégral](#)
- Ferreiro-Dominguez, N.; Rigueiro-Rodriguez, A.; Mosquera-Losada, M.R., 2012. Sewage sludge fertilizer use: Implications for soil and plant copper evolution in forest and agronomic soils. *Science of the Total Environment*, 424: 39-47.
[Texte intégral](#)
- Ferrier, R.C.; Edwards, A.C.; Dutch, J.; Wolstenholme, R.; Mitchell, D.S., 1996. Sewage sludge as a fertilizer of pole stage forests: Short-term hydrochemical fluxes and foliar response. *Soil Use and Management*, 12 (1): 1-7.
[Texte intégral](#)
- Fuentes, D.; Disante, K.B.; Valdecantos, A.; Cortina, J.; Vallejo, V.R., 2007. Response of *Pinus halepensis* Mill. seedlings to biosolids enriched with Cu, Ni and Zn in three Mediterranean forest soils. *Environmental Pollution*, 145 (1): 316-323.
[Texte intégral](#)
- Gomez-Rey, M.X.; Madeira, M.; Coutinho, J., 2013. Soil C and N dynamics, nutrient leaching and fertility in a pine plantation amended with wood ash under Mediterranean climate. *European Journal of Forest Research*, 132 (2): 281-295.
[Texte intégral](#)
- Grey, M.; Henry, C., 2002. Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 31 (3): 926-936.
[Texte intégral](#)
- Hallett, R.A.; Bowden, W.B.; Smith, C.T., 1999. Nitrogen dynamics in forest soils after municipal sludge additions. *Water Air and Soil Pollution*, 112 (3-4): 259-278.
[Texte intégral](#)
- Hamuda, H.; Ligetvari, F., 2011. Impacts of Municipal Sewage Sludge on Dynamics of Organic Matter and Biological Activities in Clay Loam Brown Forest Soil. *Journal of Residuals Science & Technology*, 8 (4): 143-149.
- Harrison, R.; Xue, D.S.; Henry, C.; Cole, D.W., 1994. Long-term effects of heavy applications of biosolids on organic-matter and nutrient content of a coarse-textured forest soil. *Forest Ecology and Management*, 66 (1-3): 165-177.
[Texte intégral](#)
- Harrison, R.B.; Gessel, S.P.; Zabowski, D.; Henry, C.L.; Xue, D.S.; Cole, D.W.; Compton, J.E., 1996. Mechanisms of negative impacts of three forest treatments on nutrient availability. *Soil Science Society of America Journal*, 60 (6): 1622-1628.
[Texte intégral](#)
- Hasselgren, K., 1998. Use of municipal waste products in energy forestry: Highlights from 15 years of experience. *Biomass & Bioenergy*, 15 (1): 71-74.
[Texte intégral](#)
- Heinsoo, K.; Holm, B., 2010. Use of municipal wastewater and composted wastewater sludge in willow short rotation coppice in Estonia. In: Sarsby, R.W.; Meggyes, T., eds. *Construction for a Sustainable Environment*. London: CRC Press, 463-470.
- Henry, C.L., 1991. Nitrogen dynamics of pulp and paper sludge amendment to forest soils. *Water Science and Technology*, 24 (3-4): 417-425.
- Henry, C.L.; Cole, D.W.; Harrison, R.B., 1994. Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry - The pack forest sludge research-program. *Forest Ecology and Management*, 66 (1-3): 137-149.
[Texte intégral](#)
- Iwatsubo, G.; Nagayama, Y., 1994. Effects of sewage-water spraying on mineral cycling in a forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 68 (1): 75-85.
[Texte intégral](#)
- Jackson, M.J.; Line, M.A.; Wilson, S.; Hetherington, S.J., 2000. Application of composted pulp and paper mill sludge to a young pine plantation. *Journal of Environmental Quality*, 29 (2): 407-414.
[Texte intégral](#)
- Jacobson, S.; Gustafsson, L., 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic and Applied Ecology*, 2 (3): 233-241.
[Texte intégral](#)
- Kahl, J.S.; Fernandez, I.J.; Rustad, L.E.; Peckenham, J., 1996. Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. *Journal of Environmental Quality*, 25 (2): 220-227.
[Texte intégral](#)
- Kellner, O.; Weibull, H., 1998. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*: 76-85.
- Kelly, M.J.; Menalled, F.D.; Carlton, M.M., 2004. Nitrogen dynamics and red pine growth following application of pelletized biosolids in Massachusetts, USA. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 34 (7): 1477-1487.
[Texte intégral](#)
- Kimberley, M.O.; Wang, H.L.; Wilks, P.J.; Fisher, C.R.; Magesan, G.N., 2004. Economic analysis of growth response from a pine plantation forest applied with biosolids. *Forest Ecology and Management*, 189 (1-3): 345-351.
[Texte intégral](#)
- Kraske, C.R.; Fernandez, I.J., 1993. Biogeochemical responses of a forested watershed to both clear-cut harvesting and paper-mill sludge application. *Journal of Environmental Quality*, 22 (4): 776-786.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I., 2001. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). *Forest Ecology and Management*, 150 (3): 223-239.
[Texte intégral](#)
- Labrecque, M.; Teodorescu, T.I.; Daigle, S., 1997. Biomass productivity and wood energy of *Salix* species after 2 years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. *Biomass & Bioenergy*, 12 (6): 409-417.
[Texte intégral](#)
- Larcheveque, M.; Ballini, C.; Korboulewsky, N.; Montes, N., 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Science of the Total Environment*, 369 (1-3): 220-230.
[Texte intégral](#)
- Larcheveque, M.; Desrochers, A.; Larocque, G.R., 2011. Comparison of manure compost and mineral fertilizer for hybrid poplar plantation establishment on boreal heavy clay soils. *Annals of Forest Science*, 68 (4): 849-860.
[Texte intégral](#)
- Larcheveque, M.; Montes, N.; Baldy, V.; Ballini, C., 2008. Can compost improve *Quercus pubescens* Willd establishment in a Mediterranean post-fire shrubland? *Bioresource Technology*, 99 (9): 3754-3764.
[Texte intégral](#)
- Lazdina, D.; Lazdins, A.; Karins, Z.; Kaposts, V., 2007a. Effect of sewage sludge fertilization in short-rotation willow plantations. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 15 (2): 105-111.
[Texte intégral](#)
- Loch, R.J.; Costantini, A.; Barry, G.A.; Best, E.K., 1995. Evaluation of the potential to dispose of sewage sludge. 2. Potential for off-site movements of solids and solutes. *Australian Journal of Soil Research*, 33 (6): 1053-1062.
[Texte intégral](#)
- Lodenius, M.; Josefsson, J.; Heliövaara, K.; Tulisalo, E.; Nummelin, M., 2009. Cadmium in insects after ash fertilization. *Insect Science*, 16 (1): 93-98.
[Texte intégral](#)
- Lodenius, M.; Soltanpour-Gargari, A.; Tulisalo, E.; Henttonen, H., 2002. Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. *Journal of Environmental Quality*, 31 (1): 188-192.
[Texte intégral](#)
- Lopez-Mosquera, M.E.; Barros, R.; Sainz, M.J.; Carral, E.; Seoane, S., 2005. Metal concentrations in agricultural and forestry soils in northwest Spain: implications for disposal of organic wastes on acid soils. *Soil Use and Management*, 21 (3): 298-305.
[Texte intégral](#)

- Ludwig, B.; Rumpf, S.; Mindrup, M.; Meiwes, K.J.; Khanna, P.K., 2002. Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in Northern Germany. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17 (3): 225-237.
[Texte intégral](#)
- Luo, Y.M.; Christie, P., 2001. Short-term effects of alkaline biosolids on pH and trace metals in oligotrophic forest peat and on growth of *Picea sitchensis*. *Forestry*, 74 (2): 145-159.
[Texte intégral](#)
- Makela, M.; Watkins, G.; Dahl, O.; Nurmesniemi, H.; Poykio, R., 2010. Integration of Solid Residues from the Steel and Pulp and Paper Industries for Forest Soil Amendment. *Journal of Residuals Science & Technology*, 7 (4): 191-198.
- McDonald, M.A.; Hawkins, B.J.; Prescott, C.E.; Kimmins, J.P., 1994. Growth and foliar nutrition of western red cedar fertilized with sewage-sludge, pulp sludge, fish silage, and wood ash on Northern Vancouver-Island. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 24 (2): 297-301.
[Texte intégral](#)
- Medalie, L.; Bowden, W.B.; Smith, C.T., 1994. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage-sludge in a Northern hardwood forest. *Journal of Environmental Quality*, 23 (1): 130-138.
[Texte intégral](#)
- Meding, S.M.; Morris, L.A.; Hoover, C.M.; Nutter, W.L.; Cabrera, M.L., 2001. Denitrification at a long-term forested land treatment system in the piedmont of Georgia. *Journal of Environmental Quality*, 30 (4): 1411-1420.
[Texte intégral](#)
- Mellbo, P.; Sarenbo, S.; Stalnacke, O.; Claesson, T., 2008. Leaching of wood ash products aimed for spreading in forest floors - Influence of method and L/S ratio. *Waste Management*, 28 (11): 2235-2244.
[Texte intégral](#)
- Meyer, V.F.; Redente, E.F.; Barbarick, K.A.; Brobst, R.B.; Paschke, M.W.; Miller, A.L., 2004. Plant and soil responses to biosolids application following forest fire. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3): 873-881.
[Texte intégral](#)
- Mitchell, D.S.; Edwards, A.C.; Ferrier, R.C., 2000. Changes in fluxes of N and P in water draining a stand of Scots pine treated with sewage sludge. *Forest Ecology and Management*, 139 (1-3): 203-213.
[Texte intégral](#)
- Moffat, A.J.; Matthews, R.W.; Hall, J.E., 1991. The effects of sewage sludge on growth and foliar and soil chemistry in pole-stage corsican pine at Ringwood forest, Dorset, UK. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 21 (6): 902-909.
[Texte intégral](#)
- Moilanen, M.; Fritze, H.; Nieminen, M.; Sirpa, P.; Issakainen, J.; Piispanen, J., 2006. Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management*, 226 (1-3): 153-160.
[Texte intégral](#)
- Moilanen, M.; Silfverberg, K.; Hokkanen, T.J., 2002. Effects of wood-ash on the tree, growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. *Forest Ecology and Management*, 171 (3): 321-338.
[Texte intégral](#)
- Morris, L.A.; Sanders, J.; Ogden, E.A.; Goldmund, H.; White, C.M., 2012. Greenhouse and Field Response of Southern Pine Seedlings to Pulp Mill Residues Applied as Soil Amendments. *Forest Science*, 58 (6): 618-632.
[Texte intégral](#)
- Mueller, B.R.; Roth, M.; Rittner, P., 1993. Influence of compost and lime on population-structure and element concentrations of forest soil invertebrates. *Biology and Fertility of Soils*, 15 (3): 165-173.
[Texte intégral](#)
- Neble, S.; Calvert, V.; Le Petit, J.; Criquet, S., 2007. Dynamics of phosphatase activities in a cork oak litter (*Quercus suber* L.) following sewage sludge application. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (11): 2735-2742.
[Texte intégral](#)
- Nickelson, S.A.; West, S.D., 1996. Renal cadmium concentrations in mice and shrews collected from forest lands treated with biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 25 (1): 86-91.
[Texte intégral](#)
- Nohrstedt, H.O., 2001. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: A review of Swedish experiences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (6): 555-573.
[Texte intégral](#)
- Norstrom, S.H.; Bylund, D.; Vestin, J.L.K.; Lundstrom, U.S., 2011. Initial Effects of Wood Ash Application on the Stream Water Chemistry in a Boreal Catchment in Central Sweden. *Water Air and Soil Pollution*, 221 (1-4): 123-136.
[Texte intégral](#)
- Omil, B.; Pineiro, V.; Merino, A., 2007. Trace elements in soils and plants in temperate forest plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. *Science of the Total Environment*, 381 (1-3): 157-168.
[Texte intégral](#)
- Paradelo, R.; Devesa-Rey, R.; Cancelo-Gonzalez, J.; Basanta, R.; Pena, M.T.; Diaz-Fierros, F.; Barral, M.T., 2012. Effect of a compost mulch on seed germination and plant growth in a burnt forest soil from NW Spain. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 12 (1): 73-86.
[Texte intégral](#)
- Park, B.B.; Yanai, R.D.; Sahm, J.M.; Ballard, B.D.; Abrahamson, L.P., 2004. Wood ash effects on soil solution and nutrient budgets in a willow bioenergy plantation. *Water Air and Soil Pollution*, 159 (1-4): 209-224.
[Texte intégral](#)
- Perkiomaki, J.; Fritze, H., 2002. Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biology & Biochemistry*, 34 (9): 1343-1353.
[Texte intégral](#)
- Perkiomaki, J.; Fritze, H., 2005. Cadmium in upland forests after vitality fertilization with wood ash - a summary of soil microbiological studies into the potential risk of cadmium release. *Biology and Fertility of Soils*, 41 (2): 75-84.
[Texte intégral](#)
- Pernin, C.; Cortet, J.; Joffre, R.; Le Petit, J.; Torre, F., 2006. Sewage sludge effects on mesofauna and Cork oak (*Quercus suber* L.) leaves decomposition in a Mediterranean forest firebreak. *Journal of Environmental Quality*, 35 (6): 2283-2292.
[Texte intégral](#)
- Pratt, W.A.; Fox, T.R., 2009. Streamside Management Zones Effectiveness for Protecting Water Quality after Forestland Application of Biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 2106-2120.
[Texte intégral](#)
- Prescott, C.E.; McDonald, M.A.; Gessel, S.P.; Kimmins, J.P., 1993. Long-term effects of sewage-sludge and inorganic fertilizers on nutrient turnover in litter in a coastal Douglas-fir forest. *Forest Ecology and Management*, 59 (1-2): 149-164.
[Texte intégral](#)
- Robinson, M.B.; Roper, H., 2003. Volatilisation of nitrogen from land applied biosolids. *Australian Journal of Soil Research*, 41 (4): 711-716.
[Texte intégral](#)
- Rosenberg, O.; Persson, T.; Högbo, L.; Jacobson, S., 2010. Effects of wood-ash application on potential carbon and nitrogen mineralisation at two forest sites with different tree species, climate and N status. *Forest Ecology and Management*, 260 (4): 511-518.
[Texte intégral](#)
- Roy, M.; Couillard, D., 1998. Metal leaching following sludge application to a deciduous forest soil. *Water Research*, 32 (5): 1642-1652.
[Texte intégral](#)
- Rumpf, S.; Ludwig, B.; Mindrup, M., 2001. Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 164 (5): 569-575.
[Texte intégral](#)

- Saarsalmi, A.; Kukkola, M.; Moilanen, M.; Arola, M., 2006. Long-term effects of ash and N fertilization on stand growth, tree nutrient status and soil chemistry in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management*, 235 (1-3): 116-128.
[Texte intégral](#)
- Saarsalmi, A.; Smolander, A.; Kukkola, M.; Arola, M., 2010. Effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes, and stand growth in two coniferous stands in Finland. *Plant and Soil*, 331 (1-2): 329-340.
[Texte intégral](#)
- Saarsalmi, A.; Smolander, A.; Kukkola, M.; Moilanen, M.; Saramaki, J., 2012. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management*, 278: 63-70.
[Texte intégral](#)
- Scheifler, R.; Ben Brahim, M.; Gomot-de Vauffleury, A.; Carnus, J.M.; Badot, P.M., 2003. A field method using microcosms to evaluate transfer of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from sewage sludge amended forest soils to *Helix aspersa* snails. *Environmental Pollution*, 122 (3): 343-350.
[Texte intégral](#)
- Selivanovskaya, S.Y.; Latypova, V.Z., 2006. Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. *Waste Management*, 26 (11): 1253-1258.
[Texte intégral](#)
- Solla-Gullon, F.; Santalla, M.; Rodriguez-Soalleiro, R.J.; Merino, A., 2006. Nutritional status and growth of a young *Pseudotsuga menziesii* plantation in a temperate region after application of wood-bark ash. *Forest Ecology and Management*, 237 (1-3): 312-321.
[Texte intégral](#)
- Stanosz, G.R.; Trobaugh, J., 1996. Can fertilization with paper mill waste sludge threaten forest health and productivity. *Pulp & Paper-Canada*, 97 (5): 24-27.
- Steenari, B.M.; Lindqvist, O., 1997. Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. *Biomass & Bioenergy*, 13 (1-2): 39-50.
[Texte intégral](#)
- Su, J.; Wang, H.; Kimberley, M.O.; Beecroft, K.; Magesan, G.N.; Hu, C., 2007. Fractionation and mobility of phosphorus in a sandy forest soil amended with biosolids. *Environmental Science and Pollution Research*, 14 (7): 529-535.
[Texte intégral](#)
- Su, J.J.; Wang, H.L.; Kimberley, M.O.; Beecroft, K.; Magesan, G.N.; Hu, C.X., 2008. Distribution of heavy metals in a sandy forest soil repeatedly amended with biosolids. *Australian Journal of Soil Research*, 46 (6-7): 502-508.
[Texte intégral](#)
- Unger, Y.L.; Fernandez, I.J., 1990. The Short-Term Effects of Wood-Ash Amendment on Forest Soils. *Water Air and Soil Pollution*, 49 (3-4): 299-314.
[Texte intégral](#)
- Varela, S.A.; Gobbi, M.E.; Laos, F., 2011. Can biosolids compost improve, in the short term, native vegetation and soils fertility in burned *Nothofagus pumilio* forest in Patagonia, Argentina? *Bosque*, 32 (3): 267-278.
[Texte intégral](#)
- Vera, C.J.; Servello, F.A., 1994. Effects of paper-mill sludge in spruce-fir forests on wildlife in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 58 (4): 719-727.
[Texte intégral](#)
- Wang, H.L.; Kimberley, M.O.; Schlegelmilch, M., 2003. Biosolids-derived nitrogen mineralization and transformation in forest soils. *Journal of Environmental Quality*, 32 (5): 1851-1856.
[Texte intégral](#)
- Williams, T.M.; Hollis, C.A.; Smith, B.R., 1996. Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *Journal of Environmental Quality*, 25 (5): 955-961.
[Texte intégral](#)