

La qualité des sols forestiers français

J. Ranger⁽¹⁾ et Cl. Nys⁽¹⁾

(1) INRA Centre de Nancy, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, 54280 Champenoux

RÉSUMÉ

La qualité des sols forestiers est abordée en identifiant les contraintes liées à leur spécificité d'une part, et au traitement des forêts d'autre part.

L'intensification de la sylviculture se traduit par une demande accrue à l'écosystème, dans un contexte général d'essences frugales en apparence seulement, de sols aux réserves limitées, et de restitutions rarement pratiquées.

Cet article passe en revue les contraintes physiques et chimiques liées aux aménagements sylvicoles. Les contraintes pour la biologie du sol ne sont pas abordées ici.

La stratégie des aménagements doit donc éviter au maximum les dégradations dans un contexte socio-économique où la remédiation est difficile, coûteuse et non souhaitée.

La notion d'indicateur de la qualité des sols forestiers est abordée : elle passe nécessairement par un approfondissement des connaissances sur leur fonctionnement et leur dynamique. L'association des sites-ateliers de recherche, où sont acquises ces données sur les mécanismes à partir desquelles s'élaborent des modèles à base mécaniste, et les observatoires de type réseau. Renécofor et réseau européen, doit conduire à la définition de critères opérationnels de qualité des sols. Il faut noter le caractère évolutif de cette notion en relation avec les fonctions à privilégier : ce domaine est actuellement en pleine redéfinition, puisque la fonction de production n'est plus nécessairement prédominante.

Mots clés

Sols forestiers – dégradation physique – fertilité – acidification – traitements sylvicoles – indicateurs de qualité – gestion durable.

SUMMARY

THE QUALITY OF FRENCH FOREST SOILS

Forest soil quality is discussed considering the constraints associated with their specificity on the one hand and the treatments associated with the forest management on the other hand.

Intensification of silvicultural practices consist in a greater demand to the ecosystems, in a general situation of apparently frugal tree species, soils with limited bio-available reserves, and restitutions by fertilisation generally not realised.

This paper reviewed the physical and chemical constraints associated with forest management. Without under-estimating the potential impact of management on soil biology, it was not treated here.

It is concluded that due to the difficulty for remediation of forest soil, management must above all avoid degradation.

The concept of forest soil quality index is discussed : it necessitate improvement in knowledge on soil function and on soil dynamics.

Association between experimental sites where multidisciplinary research is made and where mechanistic modelling is developed, with monitoring network of sites where more simple observations are made, would lead to the characterisation of operational indexes for forest soil quality. It is important to understand that soil quality is an evolutionary concept associated with the current soil function, which is potentially subject to changes with the socio-economic context.

Key-words

Forest soils – physical degradation – fertility – acidification – silvicultural treatments – quality indexes – sustainable management.

RESUMEN

LA CALIDAD DE LOS SUELOS FORESTALES FRANCESES

La calidad de los suelos franceses se aborda identificando los limitantes ligados a su especificidad de una parte y al tratamiento de las selvas de otra parte.

La intensificación de la silvicultura se traduce por una demanda acrecentada al ecosistema, en un contexto general de esencias frugales solamente en apariencia, y de suelos con reservas limitadas, y de restituciones raramente practicadas. Este artículo revisa las limitantes físicas y químicas ligadas al manejo silvícola. Las limitantes para la biología del suelo no son abordadas aquí.

La estrategia de los ordenaciones debe evitar al máximo las degradaciones en un contexto socioeconómico donde la remediación es difícil y costosa y no deseada.

La noción de indicador de la calidad de los suelos forestales es abordada : necesita profundizar los conocimientos sobre su funcionamiento y su dinámica. La asociación de sitios-talleres de investigación, donde se adquieren estos datos sobre los mecanismos a partir de los cuales se elaboran modelos a base mecanista, y las observaciones de tipo red RENECOFOR y red europea, debe conducir a la definición de criterios operacionales de calidad de suelos. Se debe notar el carácter evolutivo de este noción en relación con las funciones a privilegiar : este dominio es actualmente en plena definición porque la función de producción no esta más necesariamente predominante.

Palabras clave

Suelos forestales, degradación física, fertilidad, acidificación, tratamientos silvícolas, indicadores de calidad, gestión sostenible.

Le sol forestier est une ressource non renouvelable, dont il convient de protéger la qualité, en tenant compte de sa valeur intrinsèque, dans un contexte de multifonctionnalité des aménagements. En effet, dans le contexte socio-économique actuel, sa restauration et *a fortiori* son amélioration sont complexes, coûteuses, voire jugées indésirables.

L'objectif de ce document est de faire la synthèse des observations réalisées sur l'évolution récente de la qualité des sols forestiers, et d'en tirer des conclusions pour les aménagements dans l'optique d'une gestion durable. Celle-ci correspond au maintien des fonctions essentielles, l'une ou l'autre pouvant être dominante en fonction du contexte socio-économique : fonction de production, fonctions écologiques et fonctions environnementales. Des contextes très divers vont se présenter, depuis les forêts mises en réserve jusqu'aux forêts gérées très intensivement.

La notion de qualité des sols est discutée, en identifiant dans le domaine forestier, les contraintes que les aménagements peuvent lui faire subir. Les critères de qualité physique et chimique des sols sont abordés. La qualité biologique n'a pas été traitée malgré l'intérêt qu'elle présente en système extensif où la diversité des organismes oriente largement le fonctionnement du sol.

Les travaux sur les sols forestiers visent à identifier et modéliser les mécanismes de leur fonctionnement actuel, en particulier dans des projets pluridisciplinaires conduits dans des sites ateliers de recherche. Ces sites, en nombre forcément limité, sont censés apporter les connaissances suffisantes pour identifier des indicateurs opérationnels de qualité des sols, qui seront validés dans des réseaux d'observation présentant une plus forte variabilité de contextes. Cet objectif prioritaire doit être mené en concertation permanente avec le développement pour traduire en temps réel les avancées de la connaissance dans les situations représentatives de la réalité socio-économique.

CONSIDERATIONS PREALABLES SUR LES SOLS FORESTIERS FRANÇAIS

Les caractéristiques des sols forestiers

Les réseaux systématiques d'observation, tels que le réseau européen de surveillance de la santé des forêts, fournit l'opportunité d'un inventaire détaillé des sols. Une façon de caractériser le contexte spécifique aux forêts est de se référer aux sols agricoles (Badeau *et al.*, 1999) :

- 1- les sols bruns, les sols hydromorphes, les podzols et les ranciers sont les plus représentés en forêt. A l'inverse, les sols alluviaux et les sols lessivés sont plus représentés en sols agricoles ; les autres classes ne montrent pas de réelle différence.
- 2- les sols forestiers sont en moyenne nettement plus acides (1,5 unité de moins sur la médiane), plus désaturés, plus riches en matière organique et présentent une capacité d'échange catio-

nique plus faible quand ils sont acides et plus élevée quand ils sont basiques.

De par leur origine, les sols forestiers ne sont pas très différents des sols agricoles puisqu'entre 70 et 80 % de la surface du territoire était boisée à l'origine (de Monza, 1991). Cependant, à l'intérieur d'une petite région donnée, ce sont les sols les plus pauvres, ceux dont les propriétés physiques sont les plus défavorables, ou ceux les moins accessibles, qui ont été réservés à la forêt. Contrairement aux sols agricoles, ils n'ont pas été enrichis par l'homme. Bien plus, les sols forestiers ont servi dans de nombreux cas de source d'éléments nutritifs, se traduisant dans les pratiques telles que l'essartage (récolte du sous-bois), le soutrage (récolte des litières, voire des humus) et le pâturage en forêt, par un transfert de fertilité des forêts vers les sols agricoles. A l'opposé, les sols des forêts issues de déprises agricoles sont enrichis en P et Ca, voire en N par le reliquat de fumures organiques (Koerner *et al.*, 1997).

Les sols forestiers ne sont pas ou peu travaillés, ce qui se traduit par une accumulation de matière organique dans les horizons superficiels. La distribution des éléments grossiers dans le solum résulte de processus naturels. Ils sont donc plus hétérogènes que les sols agricoles constamment homogénéisés par le travail du sol et rééquilibrés au plan chimique.

Les sols forestiers se développent sur des cycles longs à plusieurs composantes : d'une part, un cycle « naturel » lié à l'évolution lente du sol sous l'effet des contraintes physiques ou biologiques et, d'autre part, un cycle lié au développement des peuplements et aux successions végétales (phases initiales avec fixateurs d'azote atmosphérique, puis phases où la nutrition azotée dépend essentiellement de la production d'azote minéral du sol).

L'ensemble de ces caractéristiques conduit à des contraintes spécifiques de mises en valeur, et en particulier au niveau du choix des essences, en sol très calcaire, car les essences calcicoles sont rares, en sol à engorgement temporaire (Lévy et Lefèvre, 2001), mais également en sol acide (Augusto *et al.*, 2000a)

Le contexte actuel de l'aménagement de la forêt française

Surface : la forêt française augmente régulièrement de surface depuis 200 ans, époque où elle présentait sa surface la plus faible : 9 millions d'ha contre 15 actuellement (DERF, 1994). Le volume de bois sur pied a pratiquement quadruplé pendant cette période (Peyron *et al.*, 1998). Cette progression est liée aux déprises agricoles successives, conséquences de l'amélioration de la productivité et de l'exode rural. Il faut cependant y distinguer deux types d'état boisé : les plantations et les accrus naturels, dont les fonctions sont très différentes.

Naturalité : la forêt primaire n'existe plus en France métropolitaine. L'action de l'homme, directe (aménagements), ou indirecte (contraintes écologiques liées aux changements environnementaux globaux), conduit à un éloignement plus ou moins important de l'état naturel (Dupouey *et al.*, 2002). Bien que restant majoritairement

extensifs, les aménagements sylvicoles se sont intensifiés dans les forêts de production. Les aménagements furent d'abord intensifs quand le bois était la source majeure d'énergie et le régime de taillis récoltant la totalité de la production à des rotations de 20 à 30 ans, associés ou non au soutrage et au pâturage en forêt furent très contraignants pour la fertilité du sol. Devenus ensuite plus extensifs, les aménagements connurent un renouveau d'intensification dans les forêts de production après la seconde guerre mondiale afin de réduire le déficit en bois en France. L'intensification se traduit de différentes façons : (i) augmentation de la part de biomasse récoltée par rapport à la biomasse produite, (ii) raccourcissement des rotations, (iii) changement d'essence, (iv) modification des techniques de régénération (artificielle vs naturelle), (v) mécanisation généralisée des entretiens et des récoltes conduisant à des contraintes physiques au sol, (vi) restitutions des exportations très rarement effectuées. Le déficit existe toujours en terme commercial, mais est potentiellement résorbable en termes de ressource mobilisable (Peyron *et al.*, 1998). La tendance actuelle serait l'extensification.

Changements globaux : deux points sont à souligner, d'une part les contraintes liées aux apports atmosphériques, et d'autre part, les modifications éventuelles du climat. Les apports atmosphériques jouent un rôle important, soit positif (apports d'éléments nutritifs), soit négatif (apports de cations acides ou générateurs d'acidité). La quantité, l'état physico-chimique et l'équilibre entre les éléments apportés, les caractéristiques du sol qui les reçoit, permettent de caractériser la contrainte. Le réseau Renécofor fournit des indications spatiales précieuses quant aux apports dissous (Ulrich *et al.*, 1998). Les apports gazeux et particuliers sont encore mal évalués, ceux de xénobiotiques ou de métaux traces n'ont fait l'objet que d'observations très ponctuelles. Les conséquences des modifications climatiques (températures moyennes et extrêmes, précipitations, fréquences des accidents climatiques) peuvent difficilement être prévues, mais ces événements risquent de fragiliser les peuplements forestiers qui se situent en conditions limites par rapport à leur amplitude écologique. Les peuplements forestiers sont très longévifs, et les évolutions climatiques mêmes lentes peuvent devenir contraignantes au cours d'une révolution.

Multifonctionnalité : il ne s'agit pas d'un concept nouveau, mais compte tenu de la résorption du déficit de la filière bois, la contrainte productiviste n'est plus dominante. Tout comme pour l'agriculture, les fonctions écologiques et environnementales sont mises en avant, et la gestion les prend en compte : protection, réserve de biodiversité, qualité de l'eau, qualité de l'air, paysages, sont devenus des mots clés importants des aménagements forestiers.

LA QUALITE DES SOLS FORESTIERS ET SON EVOLUTION

La qualité d'un sol n'est pas directement mesurable, mais est estimée à partir d'indicateurs qui identifient les mécanismes de fonc-

tionnement soutenant une fonction. Elle dépend de paramètres intrinsèques ou externes, liés à l'utilisation du sol et aux fonctions qui sont privilégiées. Les processus du fonctionnement du sol doivent être décrits, afin de prévoir son évolution et d'en identifier les indicateurs. Doran et Parkin (1994), dans leur définition du concept de qualité des sols, intègrent clairement le fonctionnement du sol. C'est une limitation importante pour les sols forestiers moins bien connus que les sols agricoles (Powers *et al.*, 1998).

- les paramètres intrinsèques se traduisent par des caractéristiques d'ordre biologique, physique ou chimique qui déterminent la qualité des sols dans les traitements extensifs.

- les paramètres externes, d'ordre technique et socio-économique, privilégient tout ou partie des premiers, pour une ou plusieurs fonctions de mises en valeur (agronomique, écologique, environnementale). Ils évoluent avec les usages et les progrès technologiques. Un bon exemple est celui du massif forestier des Landes de Gascogne, qui avant l'utilisation des fertilisants et la demande en bois d'industrie, n'avait qu'un intérêt sylvicole limité.

Les critères définissant la qualité des sols forestiers sont donc évolutifs.

La sylviculture peut se traduire, pour le sol forestier, par des contraintes, qui résultent des dégâts physiques lors des entretiens, récoltes et régénérations, des exportations minérales associées aux récoltes et/ou à la préparation des sites, et des modifications biologiques qui en découlent (réduction de la biodiversité). Un critère important est celui de la réversibilité des évolutions, dont la durée doit être compatible avec celle de l'action des aménagements.

L'intensité de ces contraintes dépend des aménagements. Cependant, les relations entre les fonctions de conservation, de production et environnementales ne sont pas univoques. La relation entre fonctions de production et de conservation montre que la contrainte pour le sol dépend nettement de l'intensité des aménagements ; la relation n'est pas linéaire (Ranger, 2000). Dans les situations de réserve et de forêt 'native' traitées extensivement, la contrainte pour le sol résulte de processus naturels. Dans les situations de traitement semi-intensif (sans restitution) la contrainte est potentiellement forte car les aménagements ne tiennent pas compte des limites de la résilience du sol. Dans le cas de culture lignocellulosique, la situation est de fait plus simple puisque l'intensification est telle que le sol forestier «naturel» ne peut soutenir la production sans amélioration de sa fertilité. Les relations avec la fonction environnementale sont plus complexes : toute zone boisée a une valeur environnementale absolue et relative, dans un contexte local. Produire des énergies renouvelables, épurer les eaux, éliminer les déchets, lutter contre l'érosion, est efficacement réalisé dans des situations de plantations intensives, tout comme protéger un habitat l'est dans des réserves.

Il ne s'agit pas dans cette revue de faire un bilan des aménagements sylvicoles quant à la qualité des sols, mais de souligner les

effets éventuellement négatifs qu'ils peuvent avoir. L'objectif est de faire la synthèse sur quelques thèmes dont plusieurs ont fait l'objet de travaux approfondis. Ce n'est pas le cas pour la physique du sol, thème peu traité en France dans le domaine forestier, et pour lequel une brève synthèse bibliographique a été réalisée compte tenu de la prise de conscience des milieux forestiers pour ce paramètre.

QUALITE PHYSIQUE DES SOLS ET AMENAGEMENTS FORESTIERS

La dégradation physique des sols forestiers

Contraintes liées à des processus naturels : le poids d'un peuplement forestier adulte (jusqu'à 1 000 t par ha de matière fraîche très inégalement réparties) est nettement plus fort que celui d'un peuplement agricole annuel (maximum 50 t). La hauteur et la structure d'un arbre se traduisent par un bras de levier très puissant qui conduit à des vibrations des racines (Watson, 2000) pouvant tasser le sol. Cette contrainte est appliquée pendant des durées allant d'une à plusieurs décennies. A l'opposé, les chablis de vent conduisent à des retournements du sol, apportant en surface des horizons profonds peu fertiles.

Contraintes liées à la sylviculture : elle résulte de la circulation d'engins lourds lors des entretiens, des éclaircies, des coupes, du débardage, du traitement des rémanents ou des régénérations. La nécessité économique de performance s'est traduite au fil des années par une augmentation de la maniabilité, de la puissance, de l'aptitude au franchissement d'obstacles et à la progression en pente des matériels, conduisant à des interventions quel que soit l'état d'humidité du sol. Par ailleurs, les dégâts ne sont en général pas restaurés par labour ou sous-solage, sauf, mais souvent imparfaitement, au moment des régénérations artificielles.

Les dégâts sont l'orniérage, le scalpage des horizons de surface et/ou le compactage (tassement excessif) plus ou moins profond (Rotaru, 1985). Cette dégradation se traduit par l'augmentation de la densité apparente, la diminution de la porosité, l'augmentation de la résistance mécanique du sol, la modification de la stabilité structurale, l'altération des paramètres de transfert hydrique, la diminution de la rétention en eau, la diminution de la diffusion des gaz. Elle peut conduire à une augmentation locale ou générale de l'hydromorphie du sol.

Le préjudice apparaît sur la vitalité des peuplements (Froehlich, 1990, Wingate-Hill et Jakobsen, 1982, Wästerlund, 1994) voire leur dépérissement (Nageleisen, 1993), leur production (Donnelly et Shane, 1986), leur régénération (Le Tacon, 1983), la composition floristique. Leur stabilité décroît par suite de modifications d'ancrage liées au caractère plus superficiel du système racinaire, du déficit d'enracinement ou des attaques parasitaires, conduisant à une augmentation de la sensibilité aux stress (Herbaults *et al.*, 1998). Les dégâts dépendent de nombreux facteurs : intrinsèques (propriétés

des sols, du relief) et opérationnels (conditions de réalisation des travaux, machines utilisées, cahier des charges et son respect).

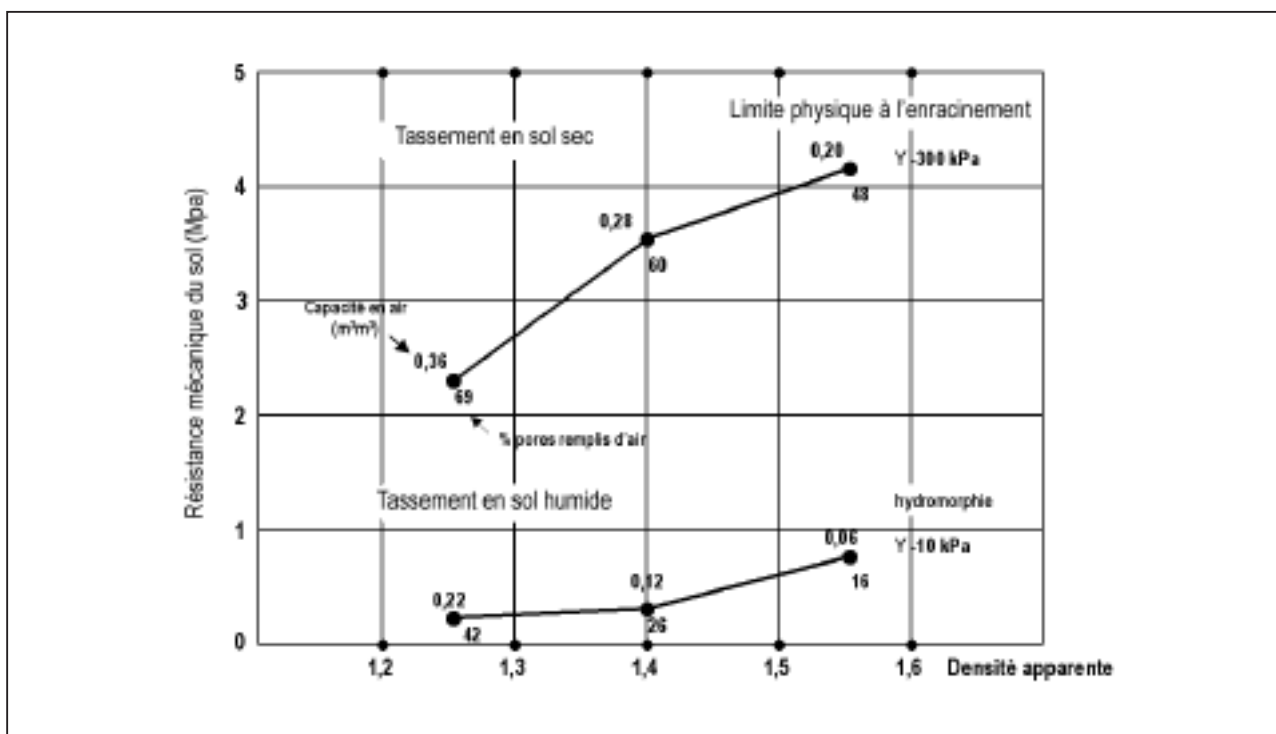
- Les sols : les facteurs de sensibilité des sols sont d'ordre physique (teneur élevée en éléments fins, faible charge en éléments grossiers), chimique (pauvreté en matière organique, pauvreté oxyhydroxydes, acidité et désaturation), et/ou biologique. Les lois ne sont pas linéaires, et une contrainte peut être favorable si un paramètre est naturellement inférieur à l'optimum (cas du tassement modéré de sols sableux qui améliore la rétention en eau). La restauration est une fonction inverse des mêmes facteurs.

- Les conditions au moment de la réalisation des travaux : de nombreuses études montrent que les dégâts augmentent, et la vitesse de restauration diminue fortement quand la contrainte est appliquée sur sol gorgé d'eau. En effet, la résistance de tout sol diminue quand la teneur en eau augmente. L'expérience de Simmons et Pope (1988) de compactage d'un sol limoneux pour atteindre des densités apparentes (ρ_a) croissantes de 1,1 à 1,7 Mg.m⁻³ montre que : (i) en conditions de matériau humide ($\Psi = -10$ kPa) la compaction faisant passer ρ_a de 1,25 à 1,55 a peu d'effets sur la résistance mécanique du sol, mais la capacité en air est réduite à une valeur inférieure à 0,1 m³.m⁻³ créant des conditions anoxiques arrêtant la croissance racinaire. En conditions sèches ($\Psi = -300$ kPa), la capacité en air reste adéquate, mais la résistance physique du sol atteint des valeurs limitant la prospection racinaire aux valeurs les plus fortes de ρ_a (figure 1). Cette expérience montre qu'en réalité, toute compaction, quel que soit l'état d'humidité du sol, a potentiellement des effets néfastes pour le développement des plantes.

- Le relief : l'érosion physique peut se déclencher rapidement sur des sols en pente maintenus à nu. Les reboisements effectués dans le cadre de la restauration des terrains en montagne (RTM) et la gestion des peuplements en futaie jardinée ont été réalisés avec succès pour limiter cet effet, dès le XIX^e siècle. Le déclenchement de l'érosion par orniérage et scalpage est l'étape initiale d'une propagation plus ou moins violente en fonction du climat.

- La durée de manifestation des symptômes : la majorité des résultats montre des effets immédiats, se traduisant sur la croissance des peuplements, et tendant à s'estomper avec le temps. Toutefois, certains résultats indiquent que les effets peuvent être différés sur des périodes longues. Tiarks et Haywood (1996) observent des effets adverses en 2^e génération, 33 ans après le traitement par discage et billonnage sur des sols à texture fine travaillés en conditions humides. Ces données posent le problème des observations souvent limitées au court terme.

- Les types de machines : le dégât «zéro» est obtenu par le débardage par câble, très utilisé en Autriche et en Allemagne, mais pas ou peu en France. Outre la recommandation de cette pratique, il faut agir sur le poids total des engins (facteur quantitatif influençant la profondeur du tassement) et la pression exercée au sol (action sur l'intensité du tassement), limiter la surface contrainte aux lignes de cloisonnement, et faire circuler les engins sur les

Figure 1 - Interaction compaction humidité du sol (données expérimentales de Simmons & Pope, 1988)**Figure 1** - Interaction between compaction and soil moisture (experimental data from Simmons and Pope, 1988)

rémanents d'exploitation, désarticulant ceux-ci par la même occasion. Le respect strict d'un cahier des charges est le premier objectif à atteindre (Richter, 1999).

La littérature montre que la densité apparente n'est pas le meilleur indicateur. En effet, un bon indicateur doit prendre en compte la diffusion de O_2 , la rétention en eau et l'aptitude à la pénétration des racines : la résistance mécanique du sol semble meilleure, car elle mesure la force à appliquer pour qu'un petit objet de type racine, pénètre au travers des particules. Cette force augmente avec la densité apparente, et décroît avec l'humidité et la teneur en matière organique (Powers *et al.*, 1998). Sa mesure est théoriquement simple et explique que lorsque le sol se dessèche, la limite de l'activité racinaire est plus vite atteinte en sol compacté qu'en sol non compacté, se traduisant de fait par une réduction de la période de végétation (Powers et Avers, 1995). La qualité de la mesure *in situ* est plus délicate, car elle dépend du manipulateur et de l'état hydrique du sol. Elle est difficile pour les horizons profonds et ne supporte pas les obstacles (cailloux, racines).

Des index plus sophistiqués existent tel le LLWR (least-limiting water range) proposé par da Silva *et al.* (1994) intégrant des critères d'aération, de disponibilité en eau et de pénétrabilité.

La matière organique des sols forestiers :

Les sols forestiers se caractérisent par leur teneur élevée en matiè-

re organique, qui influence l'ensemble de leur fonctionnement physique (ciment efficace de l'aggrégation), physico-chimique (source d'éléments nutritifs, rôle important dans la rétention ionique, source d'acides faibles, acides et complexants) et biologique (support énergétique pour la microflore). Elle a un rôle critique dans le cycle du carbone et de nombreux éléments qui, dans certains sols, présentent une phase organique dominante (N, P et S). La relation étroite qui lie le carbone et l'azote dans les écosystèmes forestiers est la plus connue (figure 2 empruntée à Peiffer *et al.*, 2002).

Aménagement sylvicole et évolution de la matière organique : la qualité et le stockage de carbone organique dans les sols dépendent de paramètres bien connus tels que le climat général, le microclimat (lumineux et hydrique), la production végétale et l'activité biologique, dépendant elle-même de l'acidité du milieu (Duchaufour, 2001). Si l'on excepte les changements drastiques d'occupation des sols telles les déforestations (Arrouays *et al.*, 1994) ou les reboisements de sols cultivés, en climat tempéré, les traitements sylvicoles influencent le plus souvent modérément le stock de carbone du sol.

Il faut cependant faire des nuances en fonction des traitements sylvicoles, qui peuvent se traduire par une érosion des couches humifères de surface, soit par minéralisation brutale (coupes à blanc sur de grandes surfaces maintenues à nu pour faciliter le développement de jeunes plantations), soit par élimi-

Figure 2 - Relation entre Carbone et Azote organiques dans les sols du réseau européen de surveillance de la santé des forêts (Peiffer *et al.*, 2002)

Figure 2 - Relation between organic carbon and organic nitrogen in the soils of the European network for forest health monitoring (from Peiffer *et al.*, 2002).

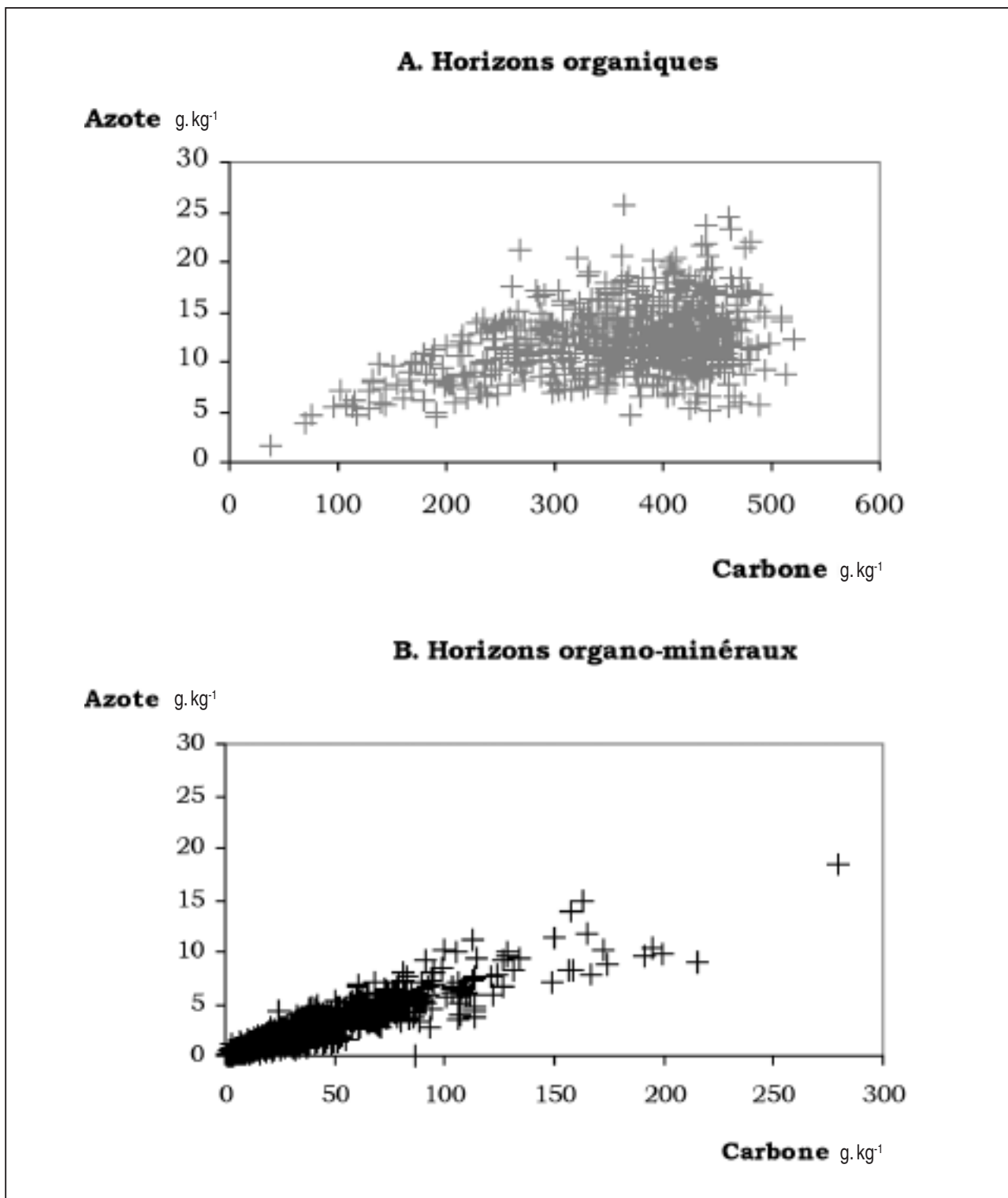


Tableau 1 - Stocks de carbone (t.ha⁻¹) des couches Ol+Oh et 0-65 cm des sols sous différentes essences forestières et par type de sol (les *Table 1* - Carbon stocks (t.ha⁻¹) for Ol+Oh layers and for 0 to 65 cm soil layer under different forest species and for different soil types (*Italic*

			TYPES DE SOLS						
			Rendosol et Calcosol		Calcisol		Brunisol		
		Couches →	Ol-Oh	0-65 cm	Ol-Oh	0-65 cm	Ol-Oh	0-65 cm	
Essences forestières	Epicéa commun	Moyennes → ± →	7.4 6.0	87.0 43.5	15.7 21.3	130.3 60.4	18.7 16.4	117.7 66.5	
	Sapin pectiné	Moyennes → ± →	9.6 13.2	80.6 142.6	18.7 48.8	131.5 23.2	12.6 13.8	152.2 209.1	
	Douglas	Moyennes → ± →	- -	- -	- -	- -	18.3 25.9	81.3 78.7	
	Mélèze	Moyennes → ± →	10.1 101.1	109.0 369.9	- -	- -	7.5 20.9	121.9 166.9	
	Pin maritime	Moyennes → ± →	70.7 62.8	30.8 13.6	- -	- -	12.8 8.6	90.6 67.7	
	Pin sylvestre	Moyennes → ± →	10.2 6.1	90.3 38.3	7.9 52.8	44.3 -	18.1 18.7	98.6 75.9	
	Chêne pédonculé	Moyennes → ± →	4.6 2.8	93.9 252.5	4.1 3.1	85.2 33.7	4.2 0.9	95.6 37.1	
	Chêne sessile	Moyennes → ± →	3.8 4.6	51.8 13.5	2.0 0.8	112.1 14.2	3.9 0.8	97.4 26.8	
	Hêtre	Moyennes → ± →	8.1 4.2	120.1 39.6	7.8 4.3	106.3 19.6	9.3 5.3	95.9 31.4	

nation des couches humifères par raclage mécanique (andainage) ou par brûlage des rémanents, soit par érosion mécanique de sols en pentes, maintenus à nu. Peu de mesures existent sur la reconstitution du stock organique sur le moyen et le long terme après ces perturbations (Nambiar, 1996). La ligniculture intensive et à courte rotation se traduit par des contraintes fortes pour la matière organique du sol, proches de ce qui se passe en agriculture, puisque le travail du sol est fréquent et que la végétation concurrente est systématiquement éliminée par voie mécanique ou chimique. A l'opposé, les forêts non traitées ont des stocks de matière organique peu variables sur le long terme, puisque sans exportation, leur production nette est nulle. Les contraintes du climat méditerranéen sont plus importantes : minéralisation plus rapide des rémanents, risque d'érosion mécanique accru lors d'orages violents, et *a fortiori* en climat tropical, où l'impact de la manipulation des couches organiques sur les peuplements est immédiat en sol pauvre (Nambiar *et al.*, 2000).

La matière organique joue un rôle complexe qui n'est pas toujours favorable au plan agronomique : par exemple, les couches holorganiques épaisses des sols acides peuvent gêner la régénération naturelle (Le Tacon *et al.*, 1976). Le développement d'un humus brut se caractérise par la production d'acides organiques aptes à dégrader les horizons superficiels du sol (Slak et Suran, 1982), et l'accu-

mulation de litière à la surface du sol s'accompagne le plus souvent d'une réduction de la biodiversité.

Les traitements sylvicoles viseront donc à favoriser le développement d'humus de qualité, se décomposant de manière 'optimale' en fonction de la station forestière. Le choix de l'essence (ou de plusieurs en mélange) et de son traitement sont fondamentaux dans l'orientation des cycles de C et de N. Dans les stations les plus défavorables, il faudra éviter l'introduction d'essences dont les litières se décomposent mal (conifères à aiguilles dures) et les peuplements trop denses et insuffisamment éclaircis, induisant un microclimat défavorable à l'activité biologique (pédoclimat tamponné, déficit d'énergie et d'eau arrivant au sol, élimination de la végétation spontanée). Ce dernier paramètre est très important, peut-être autant que le type d'essence. L'affirmation ancienne que le mélange des feuillus aux conifères améliore la nutrition azotée par la qualité des humus n'a pas été vérifiée expérimentalement (Heinsdorf, 1997 ; Brandberg, 2001). Il faudrait toutefois vérifier s'il ne s'agit pas d'un effet initial, puisqu'il s'agit le plus souvent d'études sur le court terme. Le mélange avec les fixateurs d'azote ne fait pas l'unanimité dans les réponses expérimentales (Rothe et Binkley, 2001). L'hypothèse réaliste que la biodiversité est un paramètre déterminant de la résilience des écosystèmes (Loreau, 2001), demande à être validée par des travaux expérimentaux.

chiffres en italiques représentent l'intervalle de confiance de risque de 5 %)
numbers represent the confidence interval at 5% error risk).

TYPES DE SOLS					
Alocrisol		Podzosol		Luvisol	
Ol-Oh	0-65 cm	Ol-Oh	0-65 cm	Ol-Oh	0-65 cm
18.6 <i>7.4</i>	100.8 <i>24.6</i>	8.5 <i>18.6</i>	108.1 <i>11.5</i>	6.3 <i>3.5</i>	91.8 <i>7.4</i>
15.0 <i>4.6</i>	109.3 <i>26.8</i>	4.2 <i>-</i>	130.7 <i>16.2</i>	4.9 <i>30.2</i>	114.9 <i>12.7</i>
9.7 <i>3.6</i>	129.5 <i>35.5</i>	21.5 <i>243.3</i>	150.9 <i>27.8</i>	4.1 <i>2.9</i>	80.8 <i>4.6</i>
6.9 <i>2.7</i>	79.0 <i>65.2</i>	-			
33.5 <i>20.6</i>	102.1 <i>47.6</i>	8.0 <i>1.8</i>	74.0 <i>6.0</i>	51.6 <i>-</i>	65.4 <i>5.7</i>
32.6 <i>14.3</i>	90.6 <i>78.6</i>	31.8 <i>29.3</i>	113.7 <i>20.5</i>	53.6 <i>61.9</i>	90.9 <i>9.0</i>
6.7 <i>2.3</i>	68.6 <i>29.9</i>	4.1 <i>2.7</i>	89.7 <i>54.0</i>	5.5 <i>2.7</i>	75.3 <i>3.8</i>
11.4 <i>6.9</i>	100.0 <i>31.0</i>	7.8 <i>3.5</i>	82.2 <i>4.5</i>	19.4 <i>9.4</i>	71.5 <i>3.0</i>
10.8 <i>3.6</i>	120.1 <i>48.5</i>	8.3 <i>4.8</i>	120.7 <i>22.0</i>	4.9 <i>3.9</i>	76.2 <i>6.4</i>

La fonction environnementale du sol est d'actualité, et en particulier son aptitude à fournir ou fixer du carbone en fonction des traitements et de la modification prévisible du climat. Les travaux récents de compilation et d'analyse des bases de données permettent de faire un état des lieux du carbone organique du sol à partir des sites de recherche (Belkacem *et al.*, 1998), de ceux des réseaux d'observation, européens (Badeau, 1998), et Renécofor (Ponette *et al.*, 1997).

Les stocks ont été quantifiés dans les sols en fonction du type de sol et de l'essence forestière et des traitements sylvicoles (Nys *et al.*, 2002). Les principales conclusions sont les suivantes :

- Types de sols : les réserves des couches holorganiques dépendent des types de sol, les couches organo-minérales beaucoup moins, contrairement à la qualité de cette matière organique (*tableau 1*) (Belkacem *et al.*, 1998).
- Type d'essence : l'effet essence se traduit au niveau des couches holorganiques, beaucoup moins au niveau des couches minérales (*tableau 1*) (Belkacem *et al.*, 1998). L'interaction entre type d'essence et type de sol ne peut pas être mise en évidence dans ce type d'enquête.
- Type de traitement (Nys *et al.*, 2002) : les exemples autorisant des comparaisons réelles sont peu nombreux, car il faut que

tous les paramètres autres que le traitement soient constants. L'exemple des traitements de chênaies dans le NE montre que si l'on compare 7 traitements (taillis-sous-futaie récent ou âgé, régénération naturelle, stades fourré, gaulis, perchis et futaie) pour la litière et l'horizon organo-minéral sur 10 cm de profondeur : (i) les quantités de litière, intégrées sur l'ensemble de la révolution forestière, sont les mêmes dans la futaie et le TSF, mais au sein de ces deux traitements sylvicoles la quantité de litière augmente avec l'âge du peuplement, et (ii) pour l'horizon organo-minéral, les différences ne sont pas significatives. La variabilité des stocks de carbone du sol au cours du développement des peuplements dans les chronoséquences de peuplements telles que décrites dans les bilans indique que les stocks de carbone organique dépendent du type de sol et des antécédents culturels. Ils varient peu au cours du développement, contrairement au stock des litières qui augmente de la phase de régénération à la phase d'accroissement courant maximum du peuplement, puis diminue quand les éclaircies deviennent significatives sur le nombre de tiges par ha (*tableau 2*). L'évolution du carbone organique du sol pendant une coupe à blanc varie très fortement en fonction du traitement des rémanents, l'extraction des rémanents et le maintien d'un sol à nu par des herbicides pour faciliter les travaux de replantation peuvent se traduire par des pertes très significatives en carbone organique et en éléments (Lickens *et al.*, 1977). A l'opposé, la coupe à blanc réalisée sans contrôle de la végétation spontanée dans la douglaie beaujolaise se traduit par une fonte de l'humus (Roux *et al.*, 2002), mais ne se traduit pas par des pertes significatives au niveau de l'horizon minéral (Ranger *et al.*, 2003). Le traitement des rémanents d'exploitation peut jouer de manière substantielle sur le carbone du sol, d'une part en laissant ou non les rémanents se décomposer à la surface du sol (soit pour une forêt adulte de l'ordre de 10 à 30 t de C par ha), et d'autre part par la méthode pour les rassembler (andainage), les broyer ce qui accélère la décomposition, voire les brûler (C volatilisé). La décomposition «normale» des rémanents montre en général une dégradation d'autant plus rapide des compartiments que le ratio lignine/azote est faible, ce qui se traduit par une vitesse de décomposition croissante des bois de tronc (décroît avec la taille) <branches (décroît avec la taille)>aiguilles ou feuilles. La remédiation par chaulage affecte fortement les couches holorganiques (-30 à 40 %), mais pas significativement les horizons organo-minéraux (Nys *et al.*, 2002).

L'ensemble des données disponibles a permis de calculer les stocks de C dans les sols forestiers français, soit 860 Mt (en moyenne, 70 t.ha⁻¹ pour la couche 0-30 cm, et 9 t. pour la litière) (Dupouey *et al.*, 1999b). Il faudrait également quantifier les stocks dans les horizons sous-jacents, qui peuvent être significatifs dans les sols profonds et dans les sols où la matière organique migre fortement (Podzosols) etc. La non prise en compte des stocks dans les horizons profonds des sols, repose sur l'idée qu'ils sont isolés des modifications des conditions thermodynamiques de surface, qu'ils sont la résultante de processus anciens et modernes, qu'ils sont

Tableau 2 - Variations du stock de carbone organique dans le sol et la biomasse aérienne dans des chronoséquences forestières.**Table 2** - Variation of organic carbon stock in the soil and in the aboveground stand biomass, in some forest age series

	C t.ha ⁻¹	Distribution relative	C t.ha ⁻¹	Distribution relative	C t.ha ⁻¹	Distribution relative	C t.ha ⁻¹	Distribution relative	C t.ha ⁻¹	Distribution relative
Fougères - Hêtre	10 ans		25 ans		85 ans		145 ans			
Stock du sol	129,0	93	134,1	80	144,1	45	161,3	40		
Biomasse aérienne	10,3	7	33,9	20	176,4	55	237,8	60		
Huet <i>et al.</i> , 2003										
Beaujolais - Douglas	20 ans		40 ans		60 ans					
Stock du sol	46,4	42	63,8	28	55,7	18				
Biomasse aérienne	64,8	58	167,5	72	262,5	82				
Ranger <i>et al.</i> , 2002										
Melle - Châtaignier	2 ans		5 ans		9 ans		15 ans		19 ans	
Stock du sol	36,5	87	47,5	67	58,7	62	44,5	41	55,8	44
Biomasse aérienne	5,7	14	23,4	33	35,7	38	64,3	59	71,9	56
Ranger <i>et al.</i> , 1990										
Aubure - Epicéa commun	10 ans		30 ans		85 ans					
Stock du sol	223,9	87	230,4	71	155,2	50				
Biomasse aérienne	33,7	13	96,2	29	156,6	50				
Dambrine <i>et al.</i> , 1995										

constitués de carbone stable, voire récalcitrant, d'âge moyen apparent élevé, et que par conséquent, leur aptitude à évoluer est limitée, ce qui reste à vérifier.

Ces données vont permettre de paramétrer les modèles de distribution de carbone organique dans les sols et la végétation à différentes échelles spatiales, visant entre autres à mieux quantifier les stocks et les flux de C (Arrouays *et al.*, travail en cours).

L'évolution des stocks liée aux changements globaux est très peu renseignée faute de suivi systématique sur des durées autorisant des conclusions définitives. Le suivi diachronique des sols montre des fluctuations conjoncturelles et temporelles (fontes des humus dans des peuplements déperissants (Bonneau *et al.*, 2000) voire aucune différence quantitativement significative (cas du ré-échantillonnage des hêtraie du NE de la France à 20 ans d'intervalle, malgré un changement de qualité de la matière organique (Dupouey *et al.*, 1998). Les travaux portant sur la décomposition des litières (Bottnér *et al.*, 2001) montrent les effets des paramètres température et pluviométrie et leur forte interaction : la décomposition augmente quand les deux paramètres varient positivement, d'autant plus que le climat initial est froid, mais pas quand un seul varie (cas de la zone méditerranéenne). Il s'agit toujours du court terme ne prenant pas en compte les rétro-effets sur la production qui est influencée par les mêmes facteurs mais dont la qualité des résidus risque de changer (diminution du C/N) (Kirschbaum, 2000).

Les objectifs agronomiques, environnementaux et socio-éco-

nomiques, ne sont pas nécessairement concordants au plan de la prise en compte du carbone. Utiliser au maximum la capacité de stockage de carbone des écosystèmes forestiers nécessite de conserver au maximum les peuplements sur pied. Utiliser le plus efficacement possible la fonction puits de carbone de ces écosystèmes demande de créer des forêts de forte production, dont les produits se substituent à des énergies fossiles non renouvelables, utilisés dans des produits secondaires à longue durée de vie, avec des techniques culturales ne contraignant pas trop la qualité du sol, dont la fertilité serait maintenue par des amendements et fertilisants recyclés, tels que les déchets. Cette démarche idéaliste est actuellement en cours d'évaluation dans la recherche sur les écobilans.

L'expérimentation est difficile en la matière et son caractère réductionniste peut biaiser les résultats : la modélisation/simulation, et les observatoires sur le long terme sont des voies complémentaires à développer en parallèle.

QUALITE CHIMIQUE DES SOLS ET AMENAGEMENTS FORESTIERS

L'acidification des sols forestiers

Concept : l'acidification des sols s'entend comme la perte en réserves totales, caractérisant le pouvoir tampon du sol, c'est-à-dire sa capacité à neutraliser les acides. Elle se traduit par le stockage de composés du type Al et H sur les minéraux altérés ou sur la CEC quelle qu'en soit la forme chimique (indice de capacité). Le facteur intensité se réfère à la concentration de la solution ; s'il s'agit du proton, elle est traduite par le pH (Reuss et Jonhson, 1986).

Le sol contient une série de systèmes tampons (carbonates, silicates, complexe d'échange, matière organique, Al, Fe) se succédant théoriquement en fonction du pH, mais dont les spectres d'activités se croisent largement (Ulrich, 1984, Bonneau *et al.*, 1987) en fonction de la partie efficace, et de l'hétérogénéité des propriétés du sol et du transfert réactif (Ulrich et Pankrath, 1983).

La baisse du pH et ses conséquences sur la CEC, le S/T, et l'aluminisation des réseaux argileux, ont les conséquences directes les plus importantes sur la biologie du sol et sur le fonctionnement de l'écosystème.

Processus : les origines de l'acidification sont multiples, et résultent d'un équilibre complexe entre des fonctions sources et puits de protons, décrites par Van Breemen *et al.* (1984). Outre la pondération en termes de bilan de protons, le découplage entre ces fonctions doit être pris en compte, en raison de la très grande diffusibilité et réactivité du proton. Dans un écosystème à l'équilibre, la production de litière s'équilibre avec la minéralisation en termes de bilan de proton, mais les sites de prélèvement et de minéralisation, et les rythmes temporels ne sont pas identiques (Ulrich, 1984) ; de même, la forme de prélèvement d'azote n'a pas d'incidence sur le bilan de protons de l'écosystème ; ce n'est évidemment pas le cas au niveau du fonctionnement de la rhizosphère (de Vries et Breeusma, 1987).

Les principales réactions produisant les protons sont les suivantes :

- la production d'acides organiques, N, S et CO₂ (non dissociés en dessous de pH = 4,5),
- les processus d'oxydo-réduction,
- la production de biomasse qui, pour les arbres, se traduit par un excès de prélèvement de cations par rapport aux anions et par conséquent à un bilan positif d'excrétion de H⁺,
- le stress nutritif qui peut provoquer une excrétion supplémentaire de protons,
- les apports atmosphériques de H⁺ ou d'éléments susceptibles de générer de l'acidité (NH₄⁺ en particulier),
- et, le CO₂ dissous, à l'origine de l'altération météorique.

Rôle des aménagements sylvicoles : outre l'acidification « naturelle » et inéluctable des sols forestiers, leurs spécificités conduisent

à une acuité importante du phénomène, en particulier parce qu'aucune remédiation n'est pratiquée en système extensif. L'introduction d'essences à croissance rapide et à production élevée, les exportations minérales associées aux récoltes, la nitrification excédentaire sur les anciens sols agricoles voire spécifiquement sous certaines essences, les méthodes de récolte et régénération, le traitement des rémanents, se traduisent par une perte de cations et donc une acidification.

Le poids respectif de chacun des facteurs édaphiques, climatiques, pollution atmosphérique et sylviculture dépend du contexte. La hiérarchie des facteurs, prédisposant, déclenchant et aggravant résume assez bien la situation (Bonneau, 1989). Plus le système est pauvre, plus le rôle relatif des apports atmosphériques acides sera important dans le bilan de protons (Dambrine *et al.*, 1998a).

Conséquences sur les fonctions du sol : l'acidification touche directement la fonction de production des sols (fertilité chimique et conséquences biologiques ; difficulté de remédiation dans un sol où la CEC décroît du fait de l'aluminisation des réseaux argileux et la protonation des acides organiques). La diversité biologique régresse dans les systèmes les plus acides (Falkengren-Grerup, 1995). Les sols très acides ne neutralisent plus l'acidité, et le front d'acidification atteint le sous-sol, voire les eaux de surface quand le transfert est rapide (Dambrine *et al.*, 1995a). Les eaux de surface sont alors oligotrophes et contiennent de l'Al monomérique toxique pour diverses populations de vertébrés et d'invertébrés (Massabau *et al.*, 1995 ; Boudot *et al.*, 2000), conduisant à une réduction de la biodiversité (Guérol, 2002).

Mise en évidence de l'acidification des sols : le caractère fugace de H⁺ rend impossible son suivi direct. Les bilans de H⁺ portent sur le H⁺ résiduel et sur le résultat de son activité (altération, désaturation). Les fortes variabilités spatiale et temporelle compliquent les observations. Dans les écosystèmes longévifs où les évolutions instantanées sont limitées, la question de l'échelle de temps significative permettant de conclure à une transformation du système est complexe (Ranger, 2000). Il faut identifier la part de l'acidification irréversible des variations temporelles liées à des apports exceptionnels ou aux aléas climatiques. Les travaux de Renberg *et al.* (1993) et Richter *et al.*, (1994) montrent qu'il faut resituer les observations dans un contexte historique très long, afin d'éviter les extrapolations, voire les relations de causes à effets hasardeuses.

Compte tenu de la longévité des peuplements forestiers, plusieurs méthodes sont utilisées : (i) le suivi régulier au cours du développement (méthode diachronique), (ii) l'utilisation de chronoséquences consistant à étudier une série de peuplements ne différant que par leur âge croissant, et représentant les différents stades de développement d'un même peuplement (méthode chronologique), et, (iii) les analyses rétrospectives utilisant des traceurs de l'évolution de l'acidification du sol (méthodes isotopiques associées à la dendrochronologie).

Les résultats obtenus depuis une vingtaine d'années sont brièvement rappelés ici.

■ L'approche diachronique : les sites forestiers ré-échantillonnés à différentes dates, sur le moyen, et surtout sur le long terme, constituent la seule approche directe permettant de déceler l'acidification. Des contraintes importantes pesant sur la représentativité de l'échantillonnage, l'absence de biais spatial et temporel lors des prélèvements successifs et l'homogénéité des méthodes analytiques employées, pèsent sur cette approche. Les observatoires permanents, suivis pour des critères multiples sont les plus intéressants pour interpréter les tendances observées : ce sont le Réseau Infosol (Arrouays, ce volume), le réseau Renécofor (REseau National de suivi des ECosystèmes FOrestiers (Ulrich, 1995), ou les observatoires ponctuels de recherche (Poszwa *et al.*, 1998).

En réalité, il existe peu de situations étudiées, et la généralisation reste problématique, car la représentativité spatiale des données n'est pas garantie dans les observatoires implantés de manière non systématique (Badeau et Ulrich, 1998).

Les résultats montrent que la désaturation est observée dans plusieurs sites au cours des dernières décennies, et qu'elle se situe le plus fréquemment dans les horizons supérieurs des sols acides. C'est le cas pour les sols des hêtraies de montagne et de plaine du Nord-Est de la France (Thimonier *et al.*, 2000 ; Dupouey *et al.*, 1998), les sols sur grès des Vosges (Lefèvre, 1997), les sols de la forêt d'Aubure (Dambrine *et al.*, 1998b) et les sols de Coat-an-Noz (Bretagne) (Nys, 1997). Les sols du site du Donon (Vosges), échantillonnés à 10 ans d'intervalle, ne montrent que des fluctuations de la couche hologranique, qui a conduit à des pertes d'éléments, alors que la couche organo-minérale sous-jacente ne montre pas de modifications significatives (Bonneau *et al.*, 2000). Ces résultats montrent l'intérêt des observatoires suivis sur le long terme, éliminant les fluctuations qui ne peuvent correspondre qu'à des épiphénomènes. Il n'existe malheureusement que peu d'études de référence sur l'évolution des sols au cours des révolutions forestières complètes où les effets type d'essence, développement des peuplements, apports atmosphériques, soient réellement pris en compte. C'est le cas du travail présenté par Tamm et Hallbäcken (1988) portant sur une évolution des sols à 60 ans d'intervalle en Suède.

Le rôle des apports atmosphériques est complexe :

- acidification directe par les dépôts acides (en général inférieurs à $0,5 \text{ keq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, Landmann et Bonneau, 1995).
- acidification indirecte liée aux apports d'azote ammoniacal. Ces apports sont bénéfiques quand ils compensent un déficit de l'écosystème, mais deviennent négatifs quand ils sont excédentaires, en particulier dans les sols où la nitrification est élevée. Dans ces derniers, la nitrification résiduelle conduit à un bilan positif de proton (Reuss et Jonhson, 1986). Ces apports d'azote participent selon toute vraisemblance à l'augmentation générale de la production forestière constatée depuis plusieurs années (Spiecker *et al.*, 1996). S'ils ne sont pas compensés par des apports de tous les éléments nutritifs, l'augmentation de la production est un facteur d'acidification des sols. Les travaux menés sur les chênaies

et hêtraies du Nord-Est par Dupouey *et al.* (1998) montrent que l'azote apporté par les dépôts atmosphériques se stocke pour partie dans les sols, probablement par des processus d'organisation microbienne et d'amélioration de la nutrition des arbres, conduisant à des litières plus riches en N. Cette « eutrophisation » se traduit sur la composition des communautés végétales où la proportion d'espèces nitrophiles a augmenté significativement depuis les années 70 (Dupouey *et al.*, 1999a). Parallèlement, une désaturation du complexe absorbant des sols est observée (pertes significatives de cations nutritifs « basiques » et augmentation de Al échangeable). On peut aisément prévoir un déséquilibre nutritif, si ces deux phénomènes continuent d'évoluer dans le même sens. La fertilisation carbonée liée à l'augmentation du CO_2 atmosphérique ne fait qu'augmenter le risque de déstabilisation des peuplements installés sur les sols où la disponibilité en éléments nutritifs est limitante.

- action neutralisante vis à vis de l'acidité pour ce qui concerne les apports de cations ou de particules. Les données du réseau Cataenat (Ulrich *et al.*, 1998) et des sites-ateliers de recherche (Dambrine *et al.*, 1994, Dambrine *et al.*, 1995a, Marques *et al.*, 1997) permettent de mieux quantifier les apports atmosphériques (tableau 3) et leur distribution spatiale, mais les particules sont très mal évaluées. Elles peuvent représenter localement des apports conséquents de Ca (Didon-Lescot, 1996).

■ L'approche synchronique permet d'établir la dynamique des bilans entrées-sorties au cours du développement d'un peuplement, et par extrapolation pour une révolution complète.

Le bilan représente la méthode de référence, qui permet d'identifier l'évolution de la qualité chimique du sol, avant que les manifestations néfastes ne puissent être observées. Cette méthode consiste à faire le bilan des entrées et des sorties de l'écosystème. Ces flux doivent auparavant être quantifiés précisément sur une période de temps significative (Ranger et Bonneau, 1984, Ranger et Turpault, 1999).

Les principaux termes du bilan sont les suivants :

entrées = dépôts atmosphériques totaux, altération des minéraux du sol, fixation d'azote atmosphérique, fertilisants ou amendements s'ils existent,

sorties = exportations par les récoltes, pertes par drainage pendant la révolution et lors des récoltes, volatilisation d'azote (dénitrification).

Le bilan est en général réalisé sur les éléments biodisponibles. Les observations sont réalisées sur une période de 3 à 10 ans pour les principaux stades de développement du peuplement, incluant si possible la phase de récolte et de régénération. Les résultats proviennent en France d'un nombre limité de sites, pour lesquels la dynamique au cours du développement n'a pas toujours été prise en compte. Ces travaux ont porté principalement sur des essences résineuses, parfois comparées à des feuillus, dans des situations de sols acides, là où les problèmes potentiels de baisse de fertilité sont sus-

ceptibles de se produire : production non négligeable, réserves limitées, traitement semi-intensif (Ranger *et al.*, 2000).

Malgré des incertitudes existant encore dans la quantification de certains flux, les résultats montrent souvent un déséquilibre pour les éléments majeurs tels que N, Ca et Mg, traduisant une baisse de la fertilité des sols (à court et long terme) et une acidification. L'interprétation du bilan sans autre connaissance du site est très délicate, car des causes différentes peuvent conduire au même résultat. La signification d'un éventuel déficit dépend bien entendu de la valeur absolue de la réserve du sol.

Les bilans moyens, calculés par extrapolation des précédents pour la révolution forestière pour les sites d'Aubure (Vosges) (Dambrine *et al.*, 1995a, Dambrine et Ranger, 2000) et de Vauxrenard (Monts du Beaujolais) (Marques *et al.*, 1997, Ranger *et al.*, 2002), permettent de quantifier les pertes totales associées aux aménagements forestiers (*figure 3*) et de fixer les éventuelles restitutions. L'évolution des bilans au cours du temps permet d'estimer la capacité de restauration de la fertilité actuelle du sol (éléments biodisponibles),

intéressant en particulier la fonction de production. L'important va donc être de déterminer (i) si les pertes sont significatives par rapport aux stocks et (ii) quelles sont les conditions sylvicoles qui sont susceptibles de permettre à l'écosystème de retrouver sa fertilité actuelle.

Les exemples des forêts d'Aubure et de Vauxrenard démontrent bien l'intérêt de l'approche par chronoséquences malgré les limites soulignées. Les bilans moyens, établis sur la révolution complète, sont négatifs dans les deux situations : la fertilité totale des sols a diminué dans les deux cas. L'observation de la dynamique des bilans montre des nuances importantes entre les deux sites :

- à Aubure, le déficit du bilan est constant tout au long de la révolution, mais dans le peuplement de 40 ans, c'est à cause d'une production élevée, alors que, dans celui de 85 ans, la production est faible mais les pertes par drainage sont élevées. Les déficits montrent au total une valeur identique dans les deux situations, toujours significative par rapport aux réserves faibles de ce sol acide.

Tableau 3 - Apports atmosphériques hors couvert mesurés dans le réseau Renécofor depuis 1993 (Ulrich *et al.*, 2002). ou issu des données des sites INRA (Nys, 1987 ; Dambrine *et al.* 1994 ; Ranger *et al.*, 1994, 2002) (valeurs en kg.ha⁻¹.an⁻¹)

Table 3 - Wet atmospheric deposition measured in the Renécofor network since 1993 (Ulrich *et al.*, 2002), or in the INRA sites (Nys, 1987 ; Dambrine *et al.*, 1994 ; Ranger *et al.*, 1994, 2002)

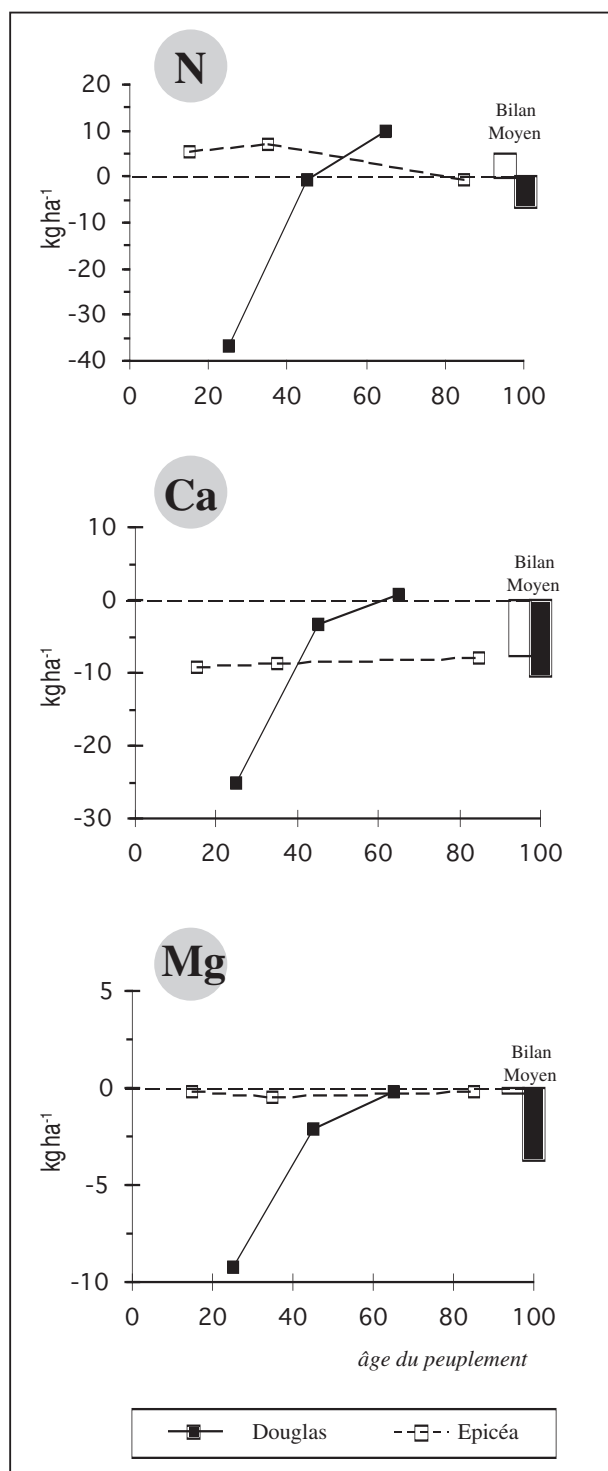
	Apports hors couvert ⁽¹⁾		Apports totaux sous-couvert ⁽²⁾		
	valeur moyenne	amplitude	valeur moyenne	amplitude	dépôt atmosphérique total au sol ⁽³⁾
Azote nitrique	3	1,5 - 6	5	0 - 12 (1 - 33)	
Azote ammoniacal	5	1,8 - 7	5	0 - 10 (1 - 33)	
Azote	8		10		15
Soufre	6	3 - 12	12	6 - 37 (10 - 95)	12
Sodium	9	2 - 56	23	2 - 136 (4 - 62)	23
Potassium	2	1 - 3	22 ⁽⁴⁾	11 - 37 (5 - 74)	3
Calcium	7	2 - 18	12	6 - 24 (4 - 48)	10
Magnésium	1,2	0 - 7	4	1 - 19 (1 - 13)	2
Proton	0,09	0,04-0,25			

⁽¹⁾ : données de Renécofor ; ⁽²⁾ : autres données ; ⁽³⁾ calcul approximatif prenant en compte le prélèvement

direct d'azote au niveau de la canopée ; ⁽⁴⁾ la valeur élevée sous couvert correspond à la récrétion (échange d'ion entre pluie et suc vacuolaire) et non à un apport externe comme en témoigne la valeur faible des dépôts totaux

Figure 3 - Bilans de fertilité courants annuels et moyens pour la révolution forestière dans les peuplements de Douglas (Vauxrenard-Beaujolais) et d'Epicéa (Aubure-Vosges)

Figure 3 - Current annual and mean annual nutrient budgets for a forest rotation of Douglas-fir (Vauxrenard – Beaujolais) and spruce (Aubure forest – Vosges)



- à Vauxrenard, le déficit du bilan diminue fortement avec l'âge du peuplement, tendant à s'annuler dans le peuplement le plus âgé.

Dans le cas d'Aubure, la gestion durable passe par des restitutions obligatoires d'éléments nutritifs par amendement et fertilisation. A Vauxrenard, une révolution d'une centaine d'années, associée à la récolte des troncs seuls et un traitement conservatif des rémanents, ne devraient pas entraîner de conséquences trop néfastes sur la fertilité du sol pour la génération suivante; la fertilité actuelle du sol étant susceptible de se reconstituer. Les déficits moyens étant élevés, une partie des réserves du sol a cependant disparu et la fertilité totale du sol a baissé. La première génération de Douglas a bénéficié d'un reliquat de fertilité lié au passé agricole de ce site. La déstabilisation de la matière organique caractérisée par une nitrification très intense, est responsable des pertes par drainage. Cette partie des réserves a définitivement disparu et ne peut se régénérer. Il est donc peu probable que la productivité se maintienne à son niveau actuel, sans cependant que la baisse de production soit catastrophique. La perte de Ca est préoccupante pour la structure du sol et pour le fonctionnement biologique.

Quelle que soit la qualité des observations, les résultats sont uniquement valables pour le site sur lequel ils ont été obtenus: toute extrapolation nécessite une validation. Les réseaux d'observation, et en particulier les sites de niveau III du réseau Renécofor, seront très utiles à cet égard. L'extrapolation des bilans entrées-sorties pouvant se faire en utilisant (i) le réseau Cataenat pour les apports atmosphériques (Ulrich *et al.*, 1998), (ii) les relations spécifiques biomasse/minéralomasse pour les exportations lors des récoltes (Augusto *et al.*, 2000b), (iii) les pertes par drainage calculées à partir des bilans hydriques (Granier *et al.*, 1999) et des analyses de solutions du sol (Ulrich *et al.*, 1998) et (iv) le flux d'élément issu de l'altération après calibration pour les sols du réseau, comme cela a été partiellement réalisé pour les sites du réseau Cataenat par Party (1999).

- Les études rétrospectives: elles reposent sur l'enregistrement naturel de l'évolution de la qualité des sols. Un exemple illustrant ce propos a été récemment fourni par le travail de Poszwa (2000) utilisant la dendrochimie et les traceurs isotopiques pour suivre l'évolution d'un traceur de la désaturation du sol en forêt d'Aubure, largement étudiée par ailleurs quant aux bilans minéraux (Dambrine *et al.*, 1995a). L'évolution du rapport isotopique $87\text{Sr}/86\text{Sr}$ dans les cernes de bois des arbres entre les années 50 et 90 ne peut se simuler de manière satisfaisante que par une désaturation progressive du sol, en considérant que Sr et Ca ont un comportement analogue. Cette simulation par un modèle à compartiments et à flux indique que la désaturation du sol est bien antérieure au dépérissement forestier des années 80. Elle suggère que la remontée du système racinaire pourrait également être à l'origine des difficultés d'alimentation minérale des peuplements en cause, corroborant l'interaction alimentation minérale-alimentation hydrique dans le dépérissement forestier (Dambrine *et al.*, 1995b).

Charge critique de polluants (dont l'acidité) tolérable par les sols et les eaux de surface

Dans sa définition, il s'agit de « la valeur d'exposition à un ou plusieurs polluants, en-dessous de laquelle des effets significatifs indésirables portant sur des éléments sensibles de l'environnement n'apparaissent pas, en l'état actuel des connaissances » (changement au niveau des sols et des eaux pouvant affecter directement ou indirectement les organismes vivants) (Dambrine *et al.*, 1993).

La charge critique pour un écosystème particulier est calculée par un bilan de masse au niveau de l'écosystème ou du bassin versant étudié, puis par extrapolation sur la base des caractéristiques du climat, de la pollution atmosphérique, des sols, des roches mères et de la végétation, afin de dresser des cartes au niveau d'une région (Party *et al.*, 1997, 2001, Party, 1999), d'un état (Hornung *et al.*, 1995; Party *et al.*, 1999) voire de l'Europe (Hettelingh *et al.*, 1993), en vue de caractériser les zones sensibles (Sverdrup, 1988; Party *et al.*, 1999). Un des objectifs majeurs est de provoquer la réduction des pollutions.

Les limites de cette approche sont nombreuses: (i) prise en compte de mécanismes mal connus tels que le temps de résidence et les modalités de transfert de l'eau dans le sol et le sous-sol ou la cinétique actuelle d'altération des minéraux, (ii) nécessité d'un réseau de sites pour une extrapolation raisonnable. L'utilisation des cartes disponibles pour définir des indicateurs régionaux est une étape intéressante.

La remédiation par fertilisation et amendement

La prise de conscience écologique des années 80, associée à la remise en cause des recherches productivistes, s'est traduite par un certain abandon des recherches dans le domaine de la fertilisation et la nutrition. Il y a un déficit de connaissance des relations entre la biodisponibilité des éléments dans les sols et la production des peuplements, indispensable pour interpréter correctement les bilans de fertilité (Bonneau, 1995). La production n'est pas un indicateur absolu. Il faut choisir entre d'une part la nécessité de restituer les exportations et de maintenir des propriétés du sol compatibles avec la production et les autres fonctions, et, d'autre part, la recherche d'une productivité maximum.

La fertilisation en vue d'une production élevée n'est cantonnée qu'à quelques situations bien précises, les Landes de Gascogne, les peupleraies, les cultures énergétiques lignocellulosiques (très peu développées en France, Cauvin *et al.*, 1994).

La fertilisation restituant les exportations des cultures et les déficits totaux montrés par les bilans de fertilité n'est quasiment pas pratiquée. C'est, et ce sera pourtant une nécessité, car la récolte de bois a un coût pour le sol, le traitement des rémanents avant la régénération peut conduire à des pertes de nutriments. De plus, de grandes surfaces de plantations sont issues d'anciennes terres agricoles dont une partie de la fertilité est héritée de cet antécé-

dent cultural, et par conséquent non durable (Ranger *et al.*, 2000).

Les recherches sur la restauration de la qualité des sols, voire des eaux de surface, par amendement calco-magnésien, bien que pratiquée depuis longtemps, se sont fortement développées à partir des années 80 en Europe et en France suite au dépérissement des forêts (Bonneau *et al.*, 1992, Derôme *et al.*, 1986). L'objectif est bien une restauration à moyen terme du sol pour toutes ses fonctions, sans modification profonde de son état "initial". L'observation d'anciens essais a mis en évidence des effets à moyen terme importants parfois contraire aux observations initiales à plus court terme (Nys *et al.*, 1999). Cet effet à moyen et long terme s'explique par une re-dynamisation du cycle biologique qui intègre lentement l'ensemble des améliorations des différents compartiments et des différentes fonctions de l'écosystème (Mohamed Ahamed *et al.*, 1993, Nys, 1994, Nys *et al.*, 1999). Voici une synthèse des effets observés (figure 4):

- amélioration de la qualité chimique du sol: resaturation en alcalins et alcalino-terreux, diminution concomitante de l'acidité d'échange et augmentation du pH. Les effets sont les plus importants en surface, mais cela dépend de la solubilité des produits (Ponette *et al.*, 1996). Cet effet se traduit en général sur l'état sanitaire des peuplements dont l'alimentation est améliorée (Landmann et Bonneau, 1995), et sur leur production (Nys *et al.*, 2000).

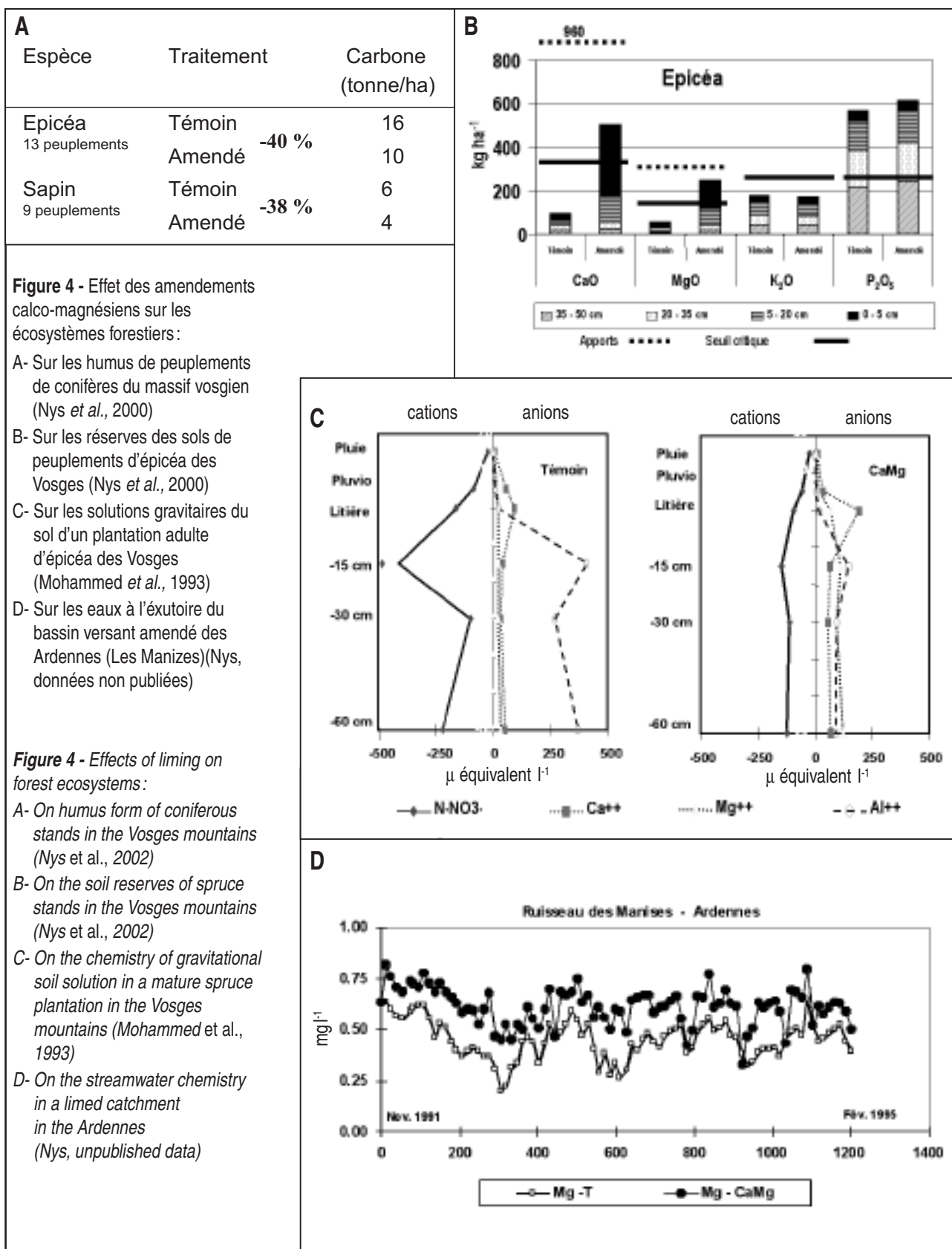
- amélioration de la qualité des humus: l'amélioration des conditions physico-chimiques du sol se traduit par une dynamisation de la microflore qui améliore la qualité des humus (Toutain *et al.*, 1994). Cette amélioration dépend cependant de l'état initial des humus, les humus bruts très dégradés au C/N très élevé réagissant peu. La nutrition azotée des peuplements s'en trouve améliorée.

- amélioration de la qualité physique du sol: l'apport de calcium, cation flocculant améliore la structure du sol directement et indirectement par le développement des lombriciens. Les capacités en air et eau sont améliorées et l'enracinement est meilleur qualitativement et quantitativement (colonisation des horizons profonds) (Bakker, 1998).

- amélioration de la qualité biologique des sols: les amendements se traduisent par une modification importante de la microflore du sol (Devèvre *et al.*, 1995), de la faune du sol (Deleporte, 1994), et de la végétation spontanée, dont la diversité augmente (Picard *et al.*, 1994).

- amélioration de la qualité des eaux de surface: la neutralisation de l'acidité se traduit rapidement au niveau des solutions du sol: augmentation du pH et de Ca et Mg, diminution de Al (Ranger *et al.*, 1994). Au niveau des ruisseaux, l'amélioration résultant du chaulage de bassins versants dépend du mode de transfert de l'eau. L'amélioration se traduit par une diminution de l'oligotrophie (Ca et Mg augmentent), une augmentation du pH, et des résultats variables quant à la diminution de Al (cas du chaulage d'un bassin dans les Ardennes, Nys, données non publiées).

Pratique des amendements: malgré des essais nombreux, une



expertise certaine, et des réalisations à l'échelle pilote (quelques centaines d'ha dans les Vosges), la remédiation n'a pas encore le développement qu'elle devrait avoir. Bonneau (in Nys *et al.*, 2000) estime à 40 000 ha les surfaces à traiter d'urgence dans les Vosges et les Ardennes. Quelques projets existent dans les Vosges, et en Normandie.

Le travail de recherche et développement consiste à l'heure actuelle à développer un système d'aide à la décision, pour déterminer l'apport par amendement (Nys, projet en cours). Les principales étapes en sont les suivantes :

- expertise basée sur la synthèse des expérimentations permettant de fixer des seuils quantitatifs en fonction des sols (Bonneau, 1995),
- développement d'un modèle permettant de quantifier les réserves d'un sol à partir de l'analyse de l'horizon de surface et du type de sol (utilisation de fonctions de pédotransferts),
- développement d'un outil informatique intégrant les deux points précédents, ainsi que les exportations par les cultures.

Le produit final permettra de fixer l'amendement en fonction des caractéristiques du sol, du climat et des peuplements forestiers, ainsi que la durée probable d'action.

Il faut aborder le rôle que peuvent jouer certains épandages de déchets riches en C, P et Ca, en tant qu'amendement et fertilisant,

dans des cas bien spécifiques de production intensive lignocellulosique (Carnus, 2001).

INDICATEURS DE QUALITE DES SOLS FORESTIERS

Les critères de qualité des sols sont relativement bien définis. Les indicateurs simples ou plus sophistiqués sont, par contre, encore loin d'être correctement identifiés. Les limites suivantes apparaissent :

- La variabilité spatiale des sols forestiers est telle que la technique des observatoires nécessite des échantillonnages appropriés (denses, sur le long terme, avec contrôle absolu de la qualité analytique).
- Les indicateurs simples, non reliés à un mécanisme pertinent, n'ont qu'un intérêt limité, sauf en ce qui concerne les alertes de type présence-absence, ou seuil d'un élément toxique.
- La variabilité temporelle attribuable à une évolution régressive nécessite le plus souvent des approches chronologiques qui présentent l'énorme avantage de fournir des résultats très rapidement, mais le désavantage de nécessiter des situations choisies de manière extrêmement rigoureuse afin que l'effet observé soit effectivement attribuable à la seule variable étudiée.

Tableau 4 - Exemple de clé d'identification de la sensibilité du sol à l'érosion physique, (d'après Forest Practices Code British Columbia, 1999)

Table 4 - Example of a synthetic key for determining the soil sensitivity to physic erosion (from Forest Practices Code British Columbia, 1999).

	Contribution du facteur			
Paramètres du site	Faible	Moderé	Fort	Très fort
Précipitations	Faibles 2	Moderées 4	Fortes 6	Très fortes 8
Topographie	0 – 10	11 – 20	21 – 50	>50
- pente	1	2	6	9
- uniformité	Courte discontinue 1	Courte uniforme 2	Longue discontinue 3	Longue uniforme 4
Profondeur de l'horizon imperméable	>90 1	61 – 90 2	30 – 60 3	<30 4
Cohésion de l'horizon de surface	Textures l 1	Textures k 2	Textures j 4	Textures i 8
Fragments grossiers dans l'horizon de surface	>60 1	31 – 60 2	16 – 30 3	<16 4
Perméabilité du sous-sol (10-60 cm)	Textures i 1	Textures j 2	Textures k 4	Textures l 4
Indice final d'érodibilité	Faible <16	Moderé 16 - 22	Fort 23 - 31	Très fort >31

Classes de texture de i (pôle argileux) à l (pôle sableux)

- La production n'est pas nécessairement un bon indice de la productivité du sol, puisque de nombreux facteurs peuvent conduire à des confusions d'effets liées à des compensations.
- Les observations sur le court terme peuvent conduire à des conclusions opposées à celles réalisées sur le moyen ou le long terme : effet du brûlage des rémanents, effet de la préparation des sites tels que le labour, l'andainage, effet des amendements.

Des indicateurs simples de la qualité des sols sont proposés dans la littérature :

- Qualité physique : la résistance du sol ou le LLWR (least-limiting water range) proposé par da Silva *et al* (1994) semblent être de bons indicateurs de la qualité du sol vis à vis de la production végétale (Powers *et al.*, 1998). Pour les critères plus spécifiques (érosion, compaction), il existe quelques références d'indicateurs intégrés conduisant à caractériser, à partir de variables simples, la sensibilité d'un site (par exemple le guide mis au point par le Ministère des Forêts de Colombie Britannique au Canada, (British Columbia Ministry of Forests, 1999) (tableau 4).
- Qualité chimique : outre les données classiques de pH et taux de saturation qui sont des indicateurs fiables, le TRB (réserves totales en base caractérisant le pouvoir tampon du sol) semble pertinent (Herbillon, 1986). Pour ce qui concerne la disponibilité en C, N et S, la minéralisation anaérobie, peu utilisée en France est reconnue par de nombreux auteurs (Updegraff, 1994). Les solutions du sol intègrent très bien l'ensemble du fonctionnement actuel du sol, et correspondent bien à la notion d'indicateur (Ranger *et al.*, 2001) ; leur prélèvement reste délicat et les bases de données manquent pour interpréter correctement les résultats.

Aucun aménagement forestier n'est totalement neutre pour la qualité des sols : la notion de risque acceptable est plus réaliste que la conservation absolue de la qualité. Le concept de charge critique tolérable par un écosystème, défini actuellement pour les apports d'acidité, azotés et les ETM, devrait être élargi aux contraintes totales applicables au sol. La mise au point d'un tel indicateur global a été tentée à plusieurs reprises :

- (i) Soit de façon statique : il existe des abaques multicritères conduisant ou non à des «scores» pour un site donné, qui sont évalués par rapport à une situation jugée comme suffisante ou optimale relativement à des approches expérimentales. Le principe est celui défini par Burger et Kelting (1998), ou Powers *et al* (1998), mais prenant en compte tous les critères de qualité des sols, et non les seuls intéressant la production végétale. Les mêmes auteurs ont défini un modèle de qualité des sols, basé sur une amélioration des modèles de Kiniry *et al.* (1983) (qui est en fait un Index de Productivité, IP) et de Karlen et Scott (1994) (modèle additif prenant en compte des indicateurs et une fonction de pondération pour quantifier la participation de la variable à l'index global). Ce type de modèle ne prenant pas en compte les interactions

entre variables, a été amélioré en intégrant le IP défini précédemment. Les indicateurs concernent la croissance racinaire, la biodisponibilité minérale, l'échange gazeux et l'activité biologique, et sont pondérés par l'épaisseur de l'horizon. Pour comparer des situations différentes, des indicateurs prenant en compte les facteurs de site doivent être ajoutés (climat, pente, exposition) (Burger et Kelting, 1998) (tableau 5). Plus que le seul modèle, testé dans des réseaux de placettes d'observation, c'est la démarche réalisée par ces auteurs qui est intéressante : utiliser ce modèle pour suivre l'évolution de la qualité du sol, et en retour améliorer constamment le modèle par des acquis nouveaux.

- (ii) Soit en intégrant la dynamique du système : le modèle de Burger et Kelting ne permet pas de prendre en compte l'évolution du système ; des mesures successives doivent être réalisées. Un modèle dynamique est nécessairement à base mécaniste ; les connaissances sont encore trop limitées pour que ces systèmes experts soient opérationnels.

CONCLUSIONS

Les sols forestiers montrent des spécificités par rapport aux agro-systèmes. La difficulté la plus grande réside dans la prise en compte de la variabilité temporelle, car les écosystèmes forestiers se développent sur le long terme. Il faut distinguer les évolutions normales cycliques des évolutions associées aux aménagements ou aux changements climatiques. La conjonction des recherches actuelles privilégiant les observations sur le court terme, ne permet pas, le plus souvent, d'accéder à des données validant sans ambiguïté les évolutions à long terme. Des méthodes en émergence, telles que les méthodes isotopiques, devraient permettre d'accéder à des informations archivées dans les sols, les sédiments terrestres, ou les cernes des arbres.

Les aménagements forestiers peuvent se traduire par une dégradation de la qualité des sols, qui va se répercuter sur toutes leurs fonctions ; la production n'est pas le meilleur critère à considérer. En système extensif, la conservation doit être le premier objectif visé, car elle conditionne très fortement le caractère durable de toutes les fonctions du sol.

Les indicateurs de la qualité des sols ne peuvent s'envisager que dans le cadre de fonctions à privilégier. La multifonctionnalité des sols et des écosystèmes se définit à des échelles spatio-temporelles données ; il n'est pas crédible d'affirmer que tout sol doit répondre à toutes les fonctions. Les critères de définition des indicateurs de qualité sont donc susceptibles d'évoluer dans le temps. La définition d'indicateurs de qualité des sols sous-entend une connaissance approfondie du fonctionnement des sols *e.g* recherche sur les mécanismes *in situ*, couplée à la modélisation comme outil de questionnement. Ces modèles ne peuvent être élaborés que sur des sites où l'ensemble des observations est réalisé (sites-ateliers de recherche). Les réseaux d'observation (Européen, Renécofor) sont indispensables pour prendre en compte la variabilité des situations et rendre opé-

Tableau 5 - Modèle décrivant la qualité d'un sol forestier pour la fonction de production (d'après Burger et Kelting, 1998)**Table 5** - Model describing quality of forest soils for biomass production (from Burger and Kelting, 1998)

$$QSF = \sum_{n \text{ hor}} [(CR \times \text{pond.}_{CR}) + (DE \times \text{pond.}_{DE}) + (DN \times \text{pond.}_{DN}) + (EG \times \text{pond.}_{EG}) + (AB \times \text{pond.}_{AB})] K_{\text{hor}}$$

- Paramètres de l'indice :

CR = Croissance racinaire ; DE = Disponibilité en eau ; DN = Disponibilité en nutriments ;

EG = Echange gazeux ; AB = Activité biologique

Le niveau du paramètre dans un site donné : issu de mesure ou de fonctions de pédo-transfert.

- pond = poids relatif du paramètre.

- K facteur de pondération pour l'épaisseur de l'horizon

Cet indice de qualité des sols varie de 0 à 1 : la valeur représente l'indice QSF idéal pour la productivité végétale

La qualité du sol n'étant qu'un des paramètres de la productivité,

QSF peut être intégré à un modèle plus général de productivité forestière (IPF)

$$IPF = QSF \times (\alpha \times \beta \times \gamma)^{1/3}$$

Où α , β , γ représentent l'effet de facteurs génétiques ou physiques (relief, climat, etc.) pondérés par leur moyenne géométrique.

rationnels les modèles précédents, par un aller et retour régulier entre recherche et développement.

Les indicateurs doivent considérer des paramètres simples ou synthétiques, qui permettent de caractériser la dynamique d'un système, mais également le caractère réversible ou non de cette évolution, liée à la restauration naturelle des sols. La notion de charge critique, élargie à la somme des contraintes totales, tolérables par un écosystème, est l'objectif à atteindre.

Il existe d'ores et déjà des recommandations simples et applicables pour éviter une dégradation irréversible des sols (Bonneau et Ranger, 1999, Jabiol *et al.*, 2000) : il reste bien souvent à transmettre le message de la recherche aux praticiens et à le faire appliquer. L'information scientifique n'étant pas directement accessible, il est indispensable de développer l'interface recherche-développement pour améliorer ce transfert.

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'ensemble des personnels techniques de l'Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers pour les résultats qu'ils ont contribué à acquérir.

Nous remercions Jean-Luc Dupouey (Phytoécologie Nancy) pour la lecture critique de cet article, ainsi que Maurice Bonneau (INRA Nancy) et Jean-Paul Party (Sol Conseil Strasbourg) pour leurs remarques constructives.

BIBLIOGRAPHIE

- Augusto L., Ranger J. et Bonneau M., 2000a - Influence des essences sur la fertilité chimique des sols. Conséquences sur les choix sylvicoles. *Rev. for. fr.*, LII, 6 : 507-518.
- Augusto L., Ranger J., Ponette Q. et Rapp M., 2000b - Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Ann. Sci. for.*, 57, 4 : 313-324.
- Arrouays D., Kicin J.L., Pélissier Ph. et Vion I., 1994 - Évolution des stocks de carbone des sols après déforestation. *Étude et Gestion des Sols*, 1, 2 : 29-38.
- Badeau V., 1998 - Caractérisation écologique du réseau européen de suivi des dommages forestiers. Bilan des opérations de terrain et premiers résultats. *Les Cahiers du DSF*, 5-1998. Min. Agri. Pêche, DERF, Paris 211 p.
- Badeau V. et Ulrich E., 1998 - Pourquoi les sols du réseau intensif Renécofor sont-ils nettement plus acides que ceux du réseau de surveillance systématique (16 x 16 km). *Cahiers du DSF* 1- 1998, (La santé des forêts, France, en 1997), Min. Agri. Pêche (DERF), Paris, pp. 81-83.

- Badeau V., Dambrine E., et Walter C., 1999 - Propriétés des sols forestiers français : Résultats du premier inventaire systématique. *Etud. Gest. Sols*, 6, 3 : 165-180.
- Bakker M.R., 1998 - Effets des amendements calciques sur les racines fines de chênes. (*Quercus petraea* et *robur*) : conséquences des changements dans la rhizosphère. Thèse de doctorat, sciences de la terre : Université Henri Poincaré-Nancy I. : 291 p. + annexes.
- Belkacem S., Nys C. et Dupouey J.L., 1998 - Evaluation des stocks de carbone dans les sols forestiers. Importance de la sylviculture et du milieu sur la variabilité. C.R. AIP Agrigès, Ministère de l'Environnement, INRA/DPEn°6 - 95-329/P00006. Doc à diffusion limitée, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers INRA Nancy. 68p + annexes.
- Bonneau M., 1989 - Que sait-on maintenant des causes du dépérissement des forêts ? *Rev. Forest. Franç.*, XLI, 5, 367-385.
- Bonneau M., 1995 - La fertilisation des forêts dans les pays tempérés. Eds ENGREF Nancy, 367 p.
- Bonneau M. et Ranger J., 1999 - Évolution de la fertilité chimique des sols forestiers. Recommandations pour une gestion durable. *Forêt privée*, 247 : 51-64.
- Bonneau M., Landmann G., et Adrian M., 1992 - La fertilisation forestière comme remède au dépérissement des forêts en sol acide : essais dans les Vosges. *Revue Forest. Franç.*, XLVI, n° 3 : 207-224.
- Bonneau M., Dambrine E., Nys C. et Ranger J., 1987 - L'acidification des sols. *Bull. Ecol.*, 18, 3 : 127-136.
- Bonneau M., Belkacem S., Nys C., Ranger J., Gelhaye D., Lefèvre Y. et Humbert D., 2000 - Évolution d'un sol forestier acide des Vosges sur une période de 10 ans. (Observatoire de la Qualité des Sols du Donon). *Etud. Gest. Sols*, 7, 2 : 99-118.
- Bottner P., Couteaux M.M., Anderson J.M., Berg B., Billes G., Bolger T., Casabianca H., Romanya J. et Rovira p., 2000 - Decomposition of ¹³C and ¹⁵N labeled plant material in a 65-40° latitude transect of West european coniferous forest soils : simulation of climate change by translocation of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 32 : 527-543.
- Boudot J. p., Maitat O., Merlet D. et Rouiller J., 2000 - Soil solutions and surface water analysis in two contrasted watersheds impacted by acid deposition, Vosges mountains, N.E. France : interpretation in terms of Al impact and nutrient imbalance. *Chemosphere*, 41 : 1419-1429.
- Brandberg p.O., 2001 - Mixing birch in Norway spruce stands : implications on forest floor chemistry with implications for the buffering of acidity and the nutrition of spruce. PhD. thesis, Swedish Univ. of Agric. Sci., Uppsala (Sweden).
- van Breemen N., Driscoll C.T. et Mulder J., 1984 - Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*, vol 307 : 599-604.
- British Columbia Ministry of Forests, 1999 - Hazard assessment keys for evaluating site sensitivity to soil degrading processes guidebook. 2nd ed. version 2.1 For. Prac. Br. B.C. Min. For., Victoria, B.C., Forest Practices Code of British Columbia Guidebook. 18 p.
- Burger J.A. et Kelting D.L., 1998 - Soil quality monitoring for assessing sustainable forest management. *In* : «The contribution of soil science to the development of and implementation of criteria and indicators of sustainable forest management». *Soil Sci. Soc. of America*, Madison, WI, Publication Spéciale N° 53, pp. 17-52.
- Carnus J.M. (coord), 2001 - Epandages expérimentaux de boues sur parcelles boisées. Recommandations pour la conception et le suivi de dispositifs expérimentaux. INRA, DERF, ADEME, 50 p.
- Cauvin B., Bonduelle p., et Hubert C., 1994 - Les taillis à courte rotation : une culture pour la jachère fixe. *Afocel-Armeif Informations – Forêts* n° 1 : 2139.
- Dambrine E. et Ranger J., 2000 - Long term nutrient budgets in forests : lessons from chronosequence studies : 686-693 (vol. 1). *In* : Krishnapillay, B., Soepadmo, E., Arshad, N.L., Wong H.H., A., Appanah, S., Wan Chik, S., Manokaran, N., Tong, H.L. et Choon, K.K. (Eds.) (2000) : *Forest and society : the role of research* : XXle IUFRO World Congress 7-12 August 2000 Kuala Lumpur, Malaysia. Malaisie : Pramaju Sdn. Bhd. : 8 p
- Dambrine E., Bonneau M. et Nourrisson G., 1994 - Apport de pollution et de nutriments par l'atmosphère aux peuplements forestiers vosgiens : intensité, variations spatiales et historiques et conséquences sur la nutrition des forêts. *Ann. Sci. Rés. Bio. Vosges du Nord*. 3 : 7-24.
- Dambrine E., Granier A. et Lévy G., 1995b - Water regime and magnesium deficiency : manipulative experiments in young Norway spruce stands. ch. 3.6 : 14 p. *In* : Landmann, G. et Bonneau, M. (Eds.) : *Forest decline and atmospheric deposition effects in the french mountains*. Berlin : Springer : 286-299.
- Dambrine E., Probst A. et Party J. p., 1993 - Détermination des "charges critiques" de polluants atmosphériques pour les écosystèmes naturels, en particulier forestier. Bases théoriques. - Projet d'application au cas des Vosges. *Pollution atmosphérique, n° Spéc. : Pollution de l'air et charges critiques*, juin 1993 : 21-28.
- Dambrine E., Bonneau M., Ranger J., Mohamed A.D., Nys C. et Gras F., 1995a - Cycling and budgets of acidity and nutrients in Norway spruce stands in northeastern France and the Erzgebirge (Czech Republic). ch. 3.3 : 26 p. *In* : Landmann, G. (Ed.) et Bonneau, M. (Ed.) : *Forest decline and atmospheric deposition effects in the french mountains*. Berlin : Springer : 233-258.
- Dambrine E., Pollier B., Poszwa A., Ranger J., Probst A., Viville D., Biron p. et Granier A., 1998a - Evidence of current soil acidification in spruce stands (Strengbach catchment, Vosges mountains, North-Eastern France). *Water Air Soil Pollut.*, 105 : 43-52.
- Dambrine E., Thomas A.L., Party J. p., Probst A., Boudot J. p., Duc M., Dupouey J.L., Gégout J.C., Guérol F., King D., Landmann G., Maitat O., Nicolai M., Pollier B. et Thimonier A., 1998b - Acidité des écosystèmes forestiers dans les Vosges gréseuses : distribution, évolution, rôle des dépôts atmosphériques et conséquences biologiques. *C. r. Acad. Agric. Fr. Séance du 13 mai 1998*, 84, 5 : 75-94.
- Deleporte S., 1994 - Effets des amendements calciques sur l'activité de la faune du sol. *In* : Journée d'information et de discussion du 26 janvier 1993 sur l'état des travaux et des connaissances dans le domaine de l'application des amendements calcaire. Ses conséquences sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. Nancy, INRA Centre de Recherches forestières de Champenoux. pp. 25-34.
- Devevre O., Garbaye J., Le Tacon F., Perrin R. et Estivalet D., 1995 - Role of rhizosphere microfungi in the decline of Norway spruce in acidic soils. 14 p. *In* : Landmann, G. et Bonneau, M. (Eds.) : *Forest decline and atmospheric deposition effects in the french mountains*. Berlin : Springer : 331-349.
- Didon-Lescot J.F., 1996 - Forêt et développement durable au Mont-Lozère. Impact d'une plantation de résineux, de sa coupe et de son remplacement, sur l'eau et sur les réserves minérales du sol. Thèse Univ. Orléans, 161p + annexes.
- Direction de l'Espace Rural et de la Forêt 1994 - La gestion durable des forêts françaises. Ministère de l'Agriculture, Paris, 76 p.
- Derôme J., Mikko K. et Malkonen E., 1986 - Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments. *Nat. Swedish Envir. Board Report* n°3084, 107 p.
- Donnelly J.R. et Shane J., 1986 - Forest ecosystem responses to artificially induced soil compaction. I physical properties and tree diameter growth. *Can. J. For. Res.* 16 : 750-754.
- Doran J.W. et Parkin T.B., 1994 - Defining and assessing soil quality. *In* : *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Spec. public. 35 Doran, J.W. et al. (Eds), Madison WI. pp. 3-21.
- Duchaufour Ph. 2001 - Introduction à la science du sol : sol, végétation, environnement. Dunod (Ed) Paris, 324 p + annexes.
- Dupouey J.L., Thimonier A., Lefevre Y., Le Tacon F., Bonneau M., Dambrine E., Poszwa A. et Landmann G., 1998 - Désaturation et enrichissement en azote des sols forestiers du Nord-Est de la France au cours des dernières décennies. *RFF L-5* : 391-401.
- Dupouey J.L., Thimonier A., Lebourgeois Florence, Becker M., Picard J.F. et

- Timbal J., 1999a - Changements de la végétation dans les forêts du Nord-Est de la France entre 1970 et 1990. *Rev. Forest. Franç.*, LI, 2: 219-230.
- Dupouey J.L., Pignard G., Badeau V., Thimonier A., Dhôte J.F., Nepveu G., Bergès L., Augusto L., Belkacem S. et Nys C., 1999b - Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *C. r. Acad. Agric. Fr.*, Séance du 19 Mai 1999, 85, 6: 293-310.
- Dupouey J.L., Sciama D., Dambrine E. et Rameau J.C. (2002) : La végétation des forêts anciennes. *Revue Forestière Française*
- Falkengren-Grerup U., 1995 - Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. *Ecological Bulletins*, 44: 215-226.
- Froehlich H.A., 1990 - Soil compaction from logging equipment: effects on growth of young Ponderosa pine. *J. Soil Water Conserv.*, 34: 276-277.
- Granier A., Breda N., Biron p. et Villette S. 1999 - A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*. 116: 269-283.
- Guerold F., 2002 - L'acidification des eaux de surface et la perte de biodiversité: mythe, problème du passé ou d'actualité? *In*: lettre du pigb-pmrc France - Changement global Février 2002 N°13: 13-24.
- Herbauts J., El Bayad J. et Gruber W., 1998 - L'impact de l'exploitation forestière mécanisée sur la dégradation physique des sols: le cas des sols limoneux acides de la forêt de Soignes (Belgique). *RFF*, L, n° 2: 124-137.
- Herbillion A.J., 1986 - Chemical estimation of weatherable minerals present in the diagnostic horizons of low activity clay soils. *In* proceedings of the 8th international classification workshop: Classification, characterization and utilization of Oxisols. Part I Beinroth, F.H., Camargo, M.N., Eswaran, H., Eds Embrappa, SMS-SCS-USDA, Rio de Janeiro Brazil, pp. 39-48.
- Hetteling J. p. et De Leeuw F.A.A.M., 1993- Mapping critical loads and levels in Europe. Paper presented at the workshop on critical levels for ozone, Berne, 1-4 Nov. 1993
- Heinsdorf M., 1997- Soil and nutritional studies in pine and pine-beech mixed stands on different sites in Brandenburg. *Beitr. Forstwirtschaft. Landschaftsökol.* 31: 119-124.
- Hornung M., Bull K.R., Cresser M., Hall J., Langan S.J., Poveland p. et Smith C., 1995 - An empirical map of critical loads of acidity for soils in Great Britain. *Environmental Pollution*, Vol 90, N°3: 301-310.
- Huet S., Forgeard F. et Nys C., 2003 - Above- and belowground distribution of dry matter, carbon content and tree carbon biomass of Atlantic beech (*Fagus sylvatica* L.) in a time sequence, *Ann. For. Sci.* (sous presse).
- Jabiol B., Ranger J et Richter C., 2000 - Sol sensible ou résistant? Éléments simples de diagnostic de la sensibilité à la dégradation chimique ou physique. *Forêt privée*, 253: 30-46.
- Jakobsen B.F., 1983 - Persistence of compaction effects in a forest kraznozem. *Australian Forest Research*, 13: 305-308.
- Karlen D.L. et Scott D.E., 1994 - A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. *In*: Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. public. 35. Doran, J.W. et al. (Eds), Madison WI. pp. 53-72.
- Kiniry L.N., Scrivner C.L. et Keener M.E., 1983 - A soil productivity index based upon predicted water depletion and root growth. *Missouri Agric. Stn. Res. Bull.* 1051. Columbia. MO
- Koerner W., Dupouey J.L., Dambrine E., et Benoit M., 1997 - Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *J. Écol.*, 85: 351-358.
- Kirschbaum M.F., 2000 - Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry* 48: 21-51.
- Landmann G. et Bonneau M., (Ed.) 1995 - Forest decline and atmospheric deposition effects in the french mountains. Springer: 461 pages.
- Lefèvre Y., 1997 - Essai de mise en évidence d'une évolution récente du pH et de la teneur en cations basiques de quelques sols forestiers des Vosges (Nord-Est de la France). *Ann. Sci. For.* 54: 483-492.
- Le Tacon F., 1983 - Ecologie du hêtre et de la hêtraie. Caractérisation édaphique. *In*: Le Hêtre /e. Teissier du Cros (Coord.) – Versailles: INRA, 1981. pp. 77-84.
- Le Tacon F., Oswald H., Perrin R., Picard J.F. et Vincent J. p., 1976 - Les causes de l'échec de la régénération de hêtre à la suite de la fainée de 1974. *Rev. For. Franç.* XXVIII, 6: 427-446.
- Lévy, G. et Lefèvre Y., 2001 - La forêt et sa culture sur sol à nappe temporaire. Contraintes subies, choix des essences, interventions et gestion durable. Nancy: Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts: 223 p
- Lickens G.E., Bormann F.M., Pierce R.S., Eaton J.S. et Johnson N.M., 1977 - Biogeochemistry of a forested ecosystem. New York: Springer: 146 p
- Loreau M., 2001 - Conséquences de l'érosion de la biodiversité sur le maintien des écosystèmes. *In*: lettre du pigb-pmrc France - Changement global Février 2002 N°13: 5-12.
- Marques R., Ranger J., Villette S. et Granier A., 1997 - Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2: Quantitative approach. *For. Ecol. Manage.*, 92: 167-197.
- Massabau J.C., Probst A. et Guerold F., 1995 - Critical loads of acidity to streamwaters in the Vosges mountains: biological criteria. ch. 5.3: 26 p. *In*: Landmann, G. (Ed.) et Bonneau, M. (Ed.): Forest decline and atmospheric deposition effects in the french mountains. Berlin: Springer: 233-258.
- Mohamed Ahamed D., Ranger J., Dambrine E., Bonneau M., Gelhaye D. et Granier A., 1993 - The effects of limestone and of limestone plus NPK fertilization on the soil and mass-balance of a spruce stand (*Picea Abies* (L.) Karst.) in the Vosges mountains. *For. Ecol. Manage.*, 60: 291-310.
- de Monza J. p., 1991 - L'atlas des forêts de France, de Monza J. p. (Ed) Ligugé (France). 240 p.
- Nambiar E.K.S., 1996 - Sustained productivity of forests is a continuing challenge to soil science. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1629-1642.
- Nambiar E.K.S., Tiarks A., Cossalter C. et Ranger J., (Eds.) 2000 - Site Management and productivity in tropical plantation forests. Workshop Proceed. [held on] 07-11 December 1999 [at] Kerala (India): CIFOR. [Center for International Forestry Research] 108 p.
- Nageleisen L.M., 1993 - Point sur le dépérissement du hêtre. *In*: La santé des forêts en France en 1992. Paris Ministère de l'Agriculture et de la Pêche – DERF Département Santé des Forêts. 23-26.
- Nys C., 1987 - Fonctionnement du sol et d'un écosystème forestier: étude des modifications dues à la substitution d'une plantation d'épicéa commun (*Picea abies* Karst.) à une forêt feuillue mélangée des Ardennes. Thèse d'Etat Nancy I.: 207 p.
- Nys C., (Ed.) 1994 - Forêt et amendements calcaires. *In*: Réunion «Amendements calcaires». Journée d'information et de discussion du 26 janvier 1993 sur l'état des travaux et des connaissances dans le domaine de l'application des amendements calcaire. Ses conséquences sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. Nancy, INRA Centre de Recherches forestières de Champenoux: 156 p.
- Nys C., 1997 - Evolution de la fertilité des sols forestiers sur le site expérimental de Coat-an-Noz: modifications après 20 années. *In*: Evolution de la fertilité des sols forestiers. Rapport scientifique final rapport contrat CEE DG VI 9560 FR 0040 (J. Ranger coordonateur) Doc à diffusion limitée, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers INRA Nancy. 30 p. + annexes..
- Nys C., (Coord.) 2002 - Effets de la sylviculture sur le stockage de carbone dans les sols forestiers. Données pour une validation du modèle d'évolution des stocks de carbone. CR de fin de contrat. Programme GICC 1999-2001. «Gestion des impacts du changement climatique» convention GIP-Médias 3/99. Doc à diffusion limitée, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers INRA Nancy. 28p + annexes.
- Nys C., Richter C., Picard J.F. et Renaud J. p., 2000 - Restauration des sols forestiers acides par un amendement calco-magnésien dans le massif vosgien et les Ardennes. Les cahiers du DSF, 4-2000 (La santé des forêts [France] en 1999): 67-73.

- Nys C., Picard J.F., Deleporte S., Jabiol B., Le Tacon F. et Bonneau M., 1999 - Effets des amendements et fertilisants associés sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. 13 p. In: Thévenet, G. et Joubert, A. (éd.): Raisonner la fertilisation pour les générations futures. Actes des 4e Rencontres de la fertilité raisonnée et de l'analyse de terre. Raisonner la fertilisation pour les générations futures. (4 ; 30 novembre - 2 décembre 1999 ; Blois, France). Comité Français d'Étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée [COMIFER], Groupe d'Études Méthodologiques pour l'Analyse des Sols [GEMAS]: 191-203.
- Party J. p., 1999 - Acidification des sols et des eaux de surface des écosystèmes forestiers français: facteurs, mécanismes et tendances. Taux d'altération sur petits bassins versants silicatés. Application au calcul des charges critiques d'acidité. Thèse de doctorat, Univ. Strasbourg, 249 p.
- Party J. p., Probst A. et Dambrine E., 1997 - Charges critiques en polluants atmosphériques en France. Cahiers D.S.F., 1: La santé des forêts 1996 : 67-70
- Party J. p., Probst A., Thomas A.L et Dambrine E., 1999 - Charges critiques d'acidité en polluants atmosphériques en France: écosystèmes vulnérables, écosystèmes menacés. Les cahiers du DSF, 1-1999 (La santé des forêts. [France] en 1998: 80-84
- Party J. p., Probst A., Thomas A.L. et Dambrine E., 2001 - Charges critiques d'acidité en polluants atmosphériques en France: conséquences vis-à-vis des sols et des peuplements forestiers. Pollution Atmosphérique N°172 Oct-Nov 2001 : 519-527.
- Peiffer M., Badeau V. et Landmann G., 2002 - Propriétés des sols forestiers français: quelques résultats complémentaires à l'inventaire systématique (16 x 16 km). Les Cahiers du DSF, 1-2002, (La Santé des Forêts [France] en 1999 et 2000). Min. Agri. Pêche (DERF), Paris (sous presse).
- Peyron J.L., Normandin D. et Berthier A., 1998 - Production et consommation des produits du bois en France. Communication à l'APCA.
- Picard J.F., Becker M. et Lebourgeois F., 1994 : Modifications de la flore et de l'humus induites par un apport de calcium dans différents écosystèmes forestiers du NE de la France. In: Journée d'information et de discussion du 26 janvier 1993 sur l'état des travaux et des connaissances dans le domaine de l'application des amendements calcaire. Ses conséquences sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. Nancy, INRA Centre de Recherches forestières de Champenoux pp. 61-74.
- Ponette Q., Belkacem S. et Nys C., 1996 - Ion dynamics in acid forest soils as affected by addition of Ca fertilizers. Geoderma, 71, 1-2 : 53-76.
- Ponette Q., Ulrich E., Brethes A., Bonneau M. et Lanier M., 1997 - Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau Renecofor. ISBN 2-84207-100-X, 427 p.
- Poszwa A., 2000 - Utilisation des isotopes du strontium pour évaluer la dynamique des éléments minéraux dans les écosystèmes forestiers sous climat boréal, tempéré et tropical. Thèse de doctorat l'Université Henri Poincaré, Nancy I - Sciences de la terre: 67 p. + annexes.
- Poszwa A., Dambrine E., Pollier B. et Fichter J., 1998 - Mise en évidence directe de l'acidification d'un sol forestier à Aubure (Bassin versant du Strengbach, Haut-Rhin). Ecologie, 29, 1-2: 407-410.
- Powers R.F. et Avers p.E., 1995 - Sustaining forest productivity through soil quality standards: a coordinated US effort. In Power C.B. et al. (Eds). Environmental soil science: anthropogenic chemicals and soil quality criteria. Canadian Soc. Soil Sci., Brandon Manitoba. pp. 147-190.
- Powers R.F., Tiarks A.E. et Boyle J.R., 1998 - Assessing soil quality: practicable for sustainable forest productivity in the United States. In: 'The contribution of soil science to the development of and implementation of criteria and indicators of sustainable forest management'. Soil Sci. Soc. of America, Madison, WI, Publication Spéciale N° 53, pp. 53-80.
- Ranger, J. (2000) : Les sols forestiers. B. Assoc. Géogr. Fr., 2: 119-134.
- Ranger, J. (Coord.) ; Andreux F., Bienaim S., Bonnaud p., Boudot J. p., Chaussod R., Colin-Belgrand M., Ezzaïm A., François M., Gelhaye D., Gelhaye L. , Gerard F., Goëdert O., Jussy J.H., Lévêque J., Marques R., Picard, J.F., Pollier B., Roux F., Turpault M.P, Vilette S., Zeller B., 2003 - Impact de la récolte et de la régénération des peuplements sur la fertilité des sols forestiers. Programme GESSOL, MATE, Colloque des 15 et 16 Mars 2001 Ministère de l'Environnement. (15 et 16 Mars 2001; Paris, France). Rapport final contrat INRA-DGAD 99114. Nancy: INRA Champenoux, Biogéochimie des Ecosystèmes forestiers: 88 p
- Ranger J. et Bonneau M., 1984 - Effets prévisibles de l'intensification de la production et des récoltes sur la fertilité des sols de forêt. Le cycle biologique en forêt. Rev. for. fr., XXXVI, 2: 93-112.
- Ranger, J. et Turpault M. p., 1999 - Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. For. Ecol. Manage., 122, 1-2: 139-154.
- Ranger J., Felix C., Bouchon J., Ny C. et Ravart M., 1990 - Dynamique d'incorporation du carbone et des éléments nutritifs dans un taillis simple de châtaignier. (Castanea sativa Miller.). Ann. Sci. for., 47, 5: 413-433.
- Ranger J., Mohamed Ahamed D. et Gelhaye D., (-1994 - Effet d'un amendement calco-magnésien associé ou non à une fertilisation, sur le cycle biogéochimique des éléments nutritifs dans une plantation d'épicéa commun (Picea abies Karst.) déperissante dans les Vosges. Ann. Sci. for., 51: 455-475.
- Ranger J., Badeau V., Dambrine E., Dupouey J.L., Nys C., Party J. p., Turpault M. p. et Ulrich, E., 2000 - Évolution constatée des sols forestiers au cours des dernières décennies. Rev. for. fr., LII, n° Spéc.: "Conséquences des changements climatiques pour la forêt et la sylviculture": 49-70.
- Ranger J., Marques R. et Jussy J.H., 2001 - Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. For. Ecol. Manage., 144, 1-3: 129- 145
- Ranger J., Allié, S. Gelhaye D., Pollier B., Turpault M. p. et Granier A., 2002 - Nutrient budgets calculated for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France). Conclusions after six years of measurements in a chronosequence of stands. For. Ecol. Manage., (sous presse)
- Renberg I., Korsman T. et Anderson N.J., 1993 - A temporal perspective of lake acidification in Sweden. Ambio, 22 (5): 264-271
- Reuss J.O et Johnson D.W., 1986 - Acid deposition and the acidification of soils and waters. Springer Verlag. New York, 120 p.
- Richter C., (-1999 - Mieux respecter les sols forestiers lors des opérations mécanisées: un enjeu pour la gestion durable I. La forêt privée, n°249: 5158.
- Richter, -D.D., Markewitz D., Wells C.G., Allen H.L., April R., Heine p.R. et Urrego, B., 1994 - Soil chemical change during three decades in an old-field Loblolly pine (Pinus taeda L.) ecosystem. Ecology, 75, 5: 1463-1473
- Rotaru C., 1985 - Les phénomènes de tassement du sol forestier dus à l'exploitation mécanisée du bois. RFF XXXVII, n°5: 359-370.
- Rothe, A. et Binkley D., 2001 - Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. Can. J. For. Res. 31: 1855-1870.
- Roux F., Bally G., Levêque J., Andreux F., Chaussod R. et Ranger J., 2002 - Réponse du compartiment "matières organiques des sols" à la coupe à blanc d'un peuplement de Douglas dans les Monts du Beaujolais. Forum Qualité des Sols, Mate, 15-16 Mai 2002 Paris.
- Da Silva A.P, KAay R.B., Perfect E. 1994 - Characterization of the least limiting water range of soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 1775-1781.
- Simmons G.L. et Pope p.E., 1988 - Influence of soil water potential and mycorrhizal colonization on root growth of yellow poplar and sweet gum seedlings grown in compacted soil. Can. J. For. Res. 18: 1392-1396.
- Slak M.E. et Suran J.C., 1982 - Influence du traitement sylvicole "futaie ou taillis sous futaie" sur la richesse minérale du sol: approche expérimentale. Rapport de fin d'Etudes - E.N.G.R.E.F. Nancy: 30 p.

- Spiecker H., Mielikainen K., Köhl M. et Skovsgaard J. p., (Eds.), 1996 - Growth trends in European forests, Springer, Berlin, 372 p.
- Sverdrups H., 1988 - Calculation of critical loads for acid deposition. *Vatten*, 44 : 231-236.
- Tamm C.O. et Hallbäck L., 1988 - Changes in soil acidity in two forest areas with different acid deposition: 1920s to 1980s. *Ambio*, vol 17, n°1 : 56-61.
- Thimonier A., Dupouey J.L. et Le Tacon, F., 2000 - Recent losses of base cations from soils of *Fagus sylvatica* L. stands in Northeastern France. *Ambio*, 29 (6) : 314-321.
- Tiarks A.E. et Haywood J.D., 1996 - Effects of site preparation and fertilization on growth of slash pine over rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60 : 1654-1663.
- Toutain F., Diagne M. et Le Tacon, F., 1994 - Effets d'apports de calcium et de divers éléments majeurs sur le fonctionnement d'un écosystème forestier acide de l'Est de la France. *In* : Journée d'information et de discussion du 26 janvier 1993 sur l'état des travaux et des connaissances dans le domaine de l'application des amendements calcaire. Ses conséquences sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. Nancy, INRA Centre de Recherches forestières de Champenoux Darney pp. 35-47.
- Ulrich B., 1984 - Ion cycle and forest ecosystem stability. *In* : Agren, G.I. (ed). State and change of forest ecosystems. Indicators in current research. Swed. Univ. Agric. Sci. De p. Ecology et Environmental Research, Report nr13, p207-233.
- Ulrich E., 1995 - Le réseau Renécofor : objectifs et réalisation. *Rev. For. Fr.* XLVII - 2 : 107-124.
- Ulrich B. et Pankrath J., 1983 - Effects of accumulation of pollutants in forest ecosystems. *Proceed. Workshop Göttingen, May 1982.* Dordrecht : Reidel publ. : 389 p.
- Ulrich E., Lanier M. et Combes C., 1998 - Renécofor. Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous réseau Cataenat). rapport scientifique sur les années 1993 à 1996. Editeur : Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques, ISBN 2-84207-134-4, 135 p.
- Ulrich E., Coddeville p. et Lanier M., 2002 - Retombées atmosphériques humides en France entre 1993 et 1998. Données et références techniques. ADEME Editions, Paris, 123 p.
- Updegraff K., Brigham S.D., Pastor J. et Johnson C.A., 1994 - A method to determine long-term anaerobic carbon and nutrient mineralization in soils. *In* : Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. public. 35 Doran, J.W. *et al.* (Eds), Madison WI. pp. 209-219.
- de Vries W. et Breeuwsma A., 1987 - The relation between soil acidification and element cycling. *Water, Air and Soil Pollution*, 35 : 293-310.
- Wasterlund I., 1994 - Environmental aspects of machine traffic. *J. Terramech.*, 31 : 265-277.
- Watson A. 2000 - Wind induced forces in the near-surface lateral roots of radiata pine. *Forest Ecology and Management*, 135 : 133-142.
- Wingate-Hill R. et Jakobsen B.F., 1982 - Increased mechanisation and soil damage in forests. A review. *N.Z. J. For. Sci.*, 12 : 380-393.

