

LES SOLS FORESTIERS

MATIÈRES ORGANIQUES DES SOLS FORESTIERS ET CHANGEMENTS CLIMATIQUE ET ATMOSPHÉRIQUE

BRUNO FERRY – THOMAS EGLIN – ANTONIO BISPO – ÉTIENNE DAMBRINE – CLAIRE CHENU

Il est aujourd'hui bien établi que les activités humaines sont à l'origine d'un niveau et d'une vitesse d'augmentation inédits des teneurs atmosphériques en CO_2 , CH_4 et N_2O , que celles-ci induisent un effet de serre qui est la première cause d'un réchauffement climatique également inédit, et que cela modifie très probablement les régimes de précipitations, avec une tendance à l'augmentation dans les régions humides et à la diminution dans les régions sèches (IPCC, 2013). Autre changement d'importance, mais plutôt à des échelles régionales, les activités humaines génèrent des dépôts azotés : ammoniac émis par l'agriculture et oxydes d'azote produits par la combustion d'énergie. À la fin des années 1990, les principales régions du monde concernées par ces dépôts étaient l'Europe, la moitié Est des États-Unis, l'Inde et la Chine, et cela devrait s'étendre à une partie de l'Amérique latine et de l'Afrique dans les décennies à venir (Galloway *et al.*, 2004). En revanche, les émissions d'oxyde d'azote sont en cours de réduction aux États-Unis (Templer *et al.*, 2012) et en Europe (de Vries et Posch, 2011), grâce à des politiques publiques motivées par le souci de réduire la formation d'ozone, nuisible pour la santé.

Les cycles biogéochimiques des écosystèmes terrestres (et des océans) sont affectés par ces changements et, par diverses rétroactions, ont le potentiel d'atténuer ou d'aggraver ces changements de façon importante. Au cours des 50 dernières années, les écosystèmes terrestres se sont comportés en puits de carbone, réduisant d'environ 30 % l'enrichissement de l'atmosphère en CO_2 généré par la combustion des hydrocarbures ; le risque est que cette réponse ne diminue et ne finisse par s'inverser (Cox *et al.*, 2000).

Les sols sont au cœur de ces enjeux globaux du fait qu'ils contiennent au moins les trois quarts du carbone globalement stocké par les écosystèmes terrestres (Eglin *et al.*, 2010) et qu'ils jouent un rôle majeur dans la régulation des cycles du carbone et de l'azote. La dynamique des matières organiques dans les sols est ainsi devenue une question majeure de la recherche sur les sols et sur les écosystèmes terrestres. Cette question intéresse aussi le forestier, du fait que les matières organiques contribuent à de nombreuses propriétés des sols, physiques, chimiques et biologiques. En particulier, la disponibilité en azote assimilable est un déterminant majeur de la fertilité en forêt.

L'objectif de cet article est de présenter une synthèse des connaissances quant aux effets déjà visibles, ou attendus, du changement climatique sur le stockage de matières organiques dans les sols forestiers. Dans un premier temps, nous présenterons les méthodes utilisées pour quantifier les stocks de matières organiques. Nous passerons ensuite en revue les effets des facteurs climatiques (température, précipitations et bilan hydrique), puis ceux de la composition atmosphérique (teneur en CO_2 , dépôts azotés, teneur en ozone dans les basses couches de l'atmosphère). Enfin, nous examinerons les prédictions qui sont faites de l'évolution des stocks de matières organiques du sol à partir de scénarios d'évolution de l'atmosphère et du climat.

MÉTHODES D'ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS ORGANIQUES DES SOLS

Séries temporelles de stocks de matières organiques du sol

Les sols sont le compartiment des écosystèmes forestiers pour lequel on a le moins de recul en termes de chronologies d'observation. Pour l'atmosphère, on dispose de mesures directes des concentrations en gaz à effet de serre depuis 1980, et les mesures rétrospectives sur carottes glaciaires permettent de reconstituer des chronologies jusqu'à 800000 ans. Pour la forêt, il existe des inventaires réguliers couvrant la plupart des grands pays forestiers d'Europe (dont la France) depuis les années 1960. Pour les sols, des réseaux de suivi ont été mis en place en Europe dans les années 1990 (RENECOFOR en France), suite aux dépérissements forestiers attribués aux pluies acides (Nicolas *et al.*, 2008). Cependant, l'utilisation de ces réseaux pour détecter des évolutions de stocks de matière organique nécessite leur densification et des adaptations des protocoles de mesure (Saby *et al.*, 2008).

Corrélations spatiales et inférence de tendances temporelles

La variabilité spatiale du climat est classiquement utilisée pour établir des corrélations avec les variations spatiales des stocks de matières organiques du sol sous végétation naturelle, en prenant éventuellement en compte d'autres facteurs environnementaux, tels que la texture des sols, la pierrosité, la topographie, etc. Les relations obtenues donnent une idée des effets du climat à long terme sur le stockage des matières organiques du sol, en admettant que les données utilisées caractérisent des situations en équilibre avec le climat. Cela ne permet pas en revanche de prédire à quelle vitesse et selon quelle trajectoire sera atteint un hypothétique nouvel état d'équilibre (Smith et Shugart, 1993).

Études des flux : entrées et sorties de matières organiques dans les sols

Pour pouvoir prédire la dynamique des matières organiques dans les sols, il faut comprendre les processus qui la déterminent. Sous forêt, les matières organiques se forment essentiellement par transformation et incorporation des tissus végétaux morts : apports réguliers de litière aérienne et de racines fines, et apports irréguliers de végétaux morts. Les pertes de carbone sont principalement le fait de la respiration microbienne dans les sols bien drainés, tandis que l'évacuation sous forme soluble ou particulaire peut représenter un flux important dans les sols à engorgement périodique. Dans les forêts soumises à des incendies, une partie de l'humus est consommée, tandis que les charbons constituent des apports de nature particulière, à forte stabilité temporelle.

La perspective des changements climatiques a entraîné depuis 25 ans un renforcement considérable des recherches sur ces processus, avec une focalisation importante sur leur contrôle par des facteurs environnementaux dont on prédit des évolutions importantes. Des démarches expérimentales tout à fait nouvelles sont apparues, avec notamment la mise en place de dispositifs spécifiques en forêt : les dispositifs FACE (*free-air CO₂ enrichment*) dans lesquels du CO₂ est diffusé au sein des peuplements (Ainsworth et Long, 2005), le réchauffement du sol à l'aide de câbles électriques enterrés ou d'autres procédés (Rustad *et al.*, 2001), ou encore l'interception partielle des précipitations à l'aide de bâches pour simuler des sécheresses (Nepstad *et al.*, 2002). Remarquons que les effets de l'augmentation de CO₂ ne peuvent être étudiés que par l'expérimentation, en raison de l'homogénéité spatiale quasi parfaite de ce facteur.

Modèles du cycle du carbone

Les expérimentations fournissent des éléments partiels de compréhension et de quantification du cycle du carbone, qui alimentent ensuite des modèles à portée plus générale. Il en existe une grande

diversité qui intègrent explicitement les processus de minéralisation du carbone et de l'azote du sol, que l'on peut classer en fonction des échelles spatio-temporelles pour lesquelles ils sont conçus, depuis des modèles à l'échelle d'agrégats du sol jusqu'aux modèles globaux (Manzoni et Porporato, 2009).

Ces modèles servent d'une part à formaliser la compréhension que l'on a du cycle du carbone, et d'autre part à prédire des évolutions en en faisant varier les variables d'entrée. Ainsi, des prédictions des effets du changement climatique sont réalisées en utilisant pour variables d'entrée différents scénarios d'évolution des conditions environnementales. Les scénarios d'évolution des teneurs globales en gaz à effet de serre au cours des 100 ans à venir sont ainsi fournis par les rapports de l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), à partir d'hypothèses contrastées quant aux politiques énergétiques dans le monde. Plusieurs séries de scénarios ont ainsi été publiées (1992, 1996, 2007, 2013), qui servent de variables d'entrée aux modèles d'évolution du climat, des océans ou des écosystèmes terrestres, et permettent d'en comparer les prédictions.

Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols doivent aussi prendre en compte les changements d'usage du sol, l'évolution des pratiques agronomiques ou forestières et le vieillissement ou le rajeunissement des forêts. On estime qu'au cours du XX^e siècle, ces facteurs ont eu un impact global du même ordre de grandeur que les changements climatiques sur les stocks de matières organiques des sols, mais avec des variations spatio-temporelles beaucoup plus fortes (Eglin *et al.*, 2010).

EFFETS DES FACTEURS CLIMATIQUES

Stocks de matière organique du sol

De nombreuses études de la distribution spatiale des stocks de carbone sous végétation naturelle mettent en évidence des corrélations positives avec la pluviosité et négatives avec la température moyenne. Ces relations apparaissent aussi bien à l'échelle mondiale (Post *et al.*, 1982 ; Jobbagy et Jackson, 2000) que sur des territoires plus restreints, comme les États-Unis (Homann *et al.*, 2007) ou la France (Martin *et al.*, 2011). Cela suggère fortement que, sous un climat plus chaud ou plus sec, les stocks de carbone du sol évolueront vers des valeurs plus faibles. Cependant, bien que le réchauffement du climat soit déjà avéré dans plusieurs régions du monde, avec des impacts d'ores et déjà mesurables sur la végétation (phénologie, distributions d'espèces), aucune mesure directe d'appauvrissement des sols en matière organique n'a pu être établie et attribuée clairement au réchauffement. Un tel effet d'appauvrissement a été observé dans les sols d'Angleterre entre 1978 et 2003, et interprété en partie comme un effet du réchauffement global (Bellamy *et al.*, 2005). Il est cependant apparu ensuite que le seul facteur explicatif probant était le changement d'usage des terres (Chapman *et al.*, 2013).

Production primaire nette

La production primaire nette (PPN) est la masse sèche de matière organique produite annuellement par unité de surface par la végétation. Elle est limitée par divers facteurs écologiques, dont l'importance relative varie fortement dans l'espace, et plus ou moins au cours de l'année. À l'échelle mondiale, une étude par modélisation avance que les facteurs limitants majeurs de la PPN seraient par ordre d'importance décroissante : le bilan hydrique (52 % de la surface des terres), la température (31 %), le rayonnement solaire (5 %) ou d'autres facteurs non climatiques (12 %), tels que la nutrition ou des contraintes biotiques (Churkina et Running, 1998). Toujours à l'échelle mondiale, la production primaire nette des forêts peut être modélisée simplement par la combinaison d'une

fonction croissante de la température et d'une fonction de la pluviosité croissante jusqu'à 2 000 à 3 000 mm, puis lentement décroissante (Del Grosso *et al.*, 2008). Il est largement admis qu'un réchauffement du climat a un effet positif sur la PPN dans les zones boréales et tempérées, du fait d'un allongement de la saison de végétation et d'une meilleure minéralisation de l'azote du sol. Cependant, le réchauffement augmente aussi l'évaporation, donc le risque de stress hydrique et de surmortalité en période sèche. De fait, une légère diminution de la PPN globale a été enregistrée pendant la décennie 2000-2009, en relation avec une fréquence et une gravité accrues d'épisodes secs ou chauds (Zhao et Running, 2010).

Minéralisation des matières organiques du sol

La température et l'humidité du sol ont des effets positifs sur la respiration du sol qui sont connus et étudiés depuis longtemps. On considère que, dans une large gamme de valeurs, la respiration du sol augmente de façon exponentielle avec la température (Davidson et Janssens, 2006) et de façon linéaire avec le logarithme du potentiel hydrique (Orchard et Cook, 1983). Il reste toutefois nécessaire d'affiner fortement ces relations, dès lors qu'on veut les appliquer à une grande diversité d'écosystèmes et à des évolutions inédites du climat. Cela passe par une meilleure prise en compte de deux aspects de la complexité du réel :

- la multiplicité des facteurs environnementaux et de leurs interactions ;
- la grande hétérogénéité des matières organiques.

Pour illustrer le premier aspect, nous citerons deux exemples. Le premier a trait aux lois d'action utilisées pour prédire la minéralisation du carbone des sols en fonction de l'humidité : elles sont significativement améliorées si l'on tient compte de caractéristiques du sol telles que la texture et la teneur en matière organique, alors que les lois d'action utilisées dans les modèles actuels de dynamique du carbone sont les mêmes quel que soit le sol (Moyano *et al.*, 2012). Le second a trait aux événements ponctuels mais dévastateurs tels que les incendies de forêt. Il a été estimé que les feux ayant suivi la forte sécheresse de 1997 en Indonésie ont émis l'équivalent de 13 à 40 % des émissions annuelles mondiales par combustion d'énergie fossile (Page *et al.*, 2002). Cependant, les incendies laissent dans le sol des charbons à très forte stabilité biochimique, qui pourraient compenser à long terme les pertes de matières organiques du sol.

Concernant l'hétérogénéité des matières organiques, elle peut se décrire par une grande diversité des molécules, des temps de résidence, de la stabilité biochimique et de la protection physique. Par l'étude d'un sol agricole sans apports végétaux depuis 80 ans, Barre *et al.* (2010) évaluent que près d'un quart du stock initial de carbone peut être considéré comme très stable (temps de résidence d'au moins plusieurs siècles dans le sol). Or, la théorie cinétique des réactions enzymatiques prédit que la minéralisation de ce carbone stable augmentera plus vite avec le réchauffement que celle des matières organiques labiles (Davidson et Janssens, 2006). Cette prédiction a fait débat au cours des dernières années, mais semble aujourd'hui confirmée par l'expérimentation (Lefevre *et al.*, 2014). Cela renforce l'hypothèse que le réchauffement finira par induire une rétroaction positive des écosystèmes terrestres sur l'effet de serre, c'est-à-dire que les écosystèmes terrestres émettront plus de gaz à effet de serre qu'ils n'en absorberont.

EFFETS DES FACTEURS ATMOSPHÉRIQUES

Production primaire nette

L'enrichissement de l'air en CO₂ peut avoir des effets importants (> 30 %) sur la production primaire nette des peuplements forestiers, mais l'intensité et la durabilité de ces effets sont très dépendants

de la richesse du sol en nutriments : sur un sol pauvre, l'effet fertilisant du CO₂ est de courte durée (quelques années), quand il n'est pas nul (Koerner, 2006). L'enrichissement de l'air en CO₂ stimule particulièrement le développement des racines fines, la production d'exsudats racinaires et l'allocation de carbone aux mycorhizes (Drake *et al.*, 2011), ce qui peut se comprendre comme un rééquilibrage entre les potentiels d'acquisition des nutriments du sol et du carbone. À l'inverse, une fertilisation azotée profite prioritairement au développement du feuillage et à la production de litière (Aber *et al.*, 1998).

Il est aujourd'hui largement admis que le facteur explicatif majeur de l'augmentation de la productivité des forêts tempérées et boréales au cours du XX^e siècle (Lloyd, 1999), évaluée en France à + 50 % (Bontemps *et al.*, 2009), réside dans les dépôts azotés ou dans l'interaction entre ces dépôts et l'augmentation de CO₂ (Magnani *et al.*, 2007 ; Bontemps *et al.*, 2011 ; Eastaugh *et al.*, 2011). Si l'effet de l'azote est aussi marqué, c'est qu'il est un facteur limitant majeur de la production végétale dans ces régions, tandis que c'est plutôt le phosphore dans les forêts tropicales humides (Reich et Oleksyn, 2004 ; Cleveland *et al.*, 2011).

On commence toutefois à observer des signes de saturation de cet effet fertilisant de l'azote dans certaines forêts tempérées. Par exemple, la croissance du Sapin dans les Vosges apparaît fortement corrélée à la richesse des sols en azote pendant le XX^e siècle jusqu'en 1970, puis la corrélation disparaît (Pinto *et al.*, 2007). D'autres observations en Suisse (Braun *et al.*, 2010) et sur la côte Est des États-Unis (Crowley *et al.*, 2012) indiquent que l'on est en train de passer d'une limitation par l'azote à une limitation par le phosphore, et il est envisagé que cela se généralise d'ici la fin du XXI^e siècle (Goll *et al.*, 2012).

Décomposition des matières organiques et stocks de carbone

L'enrichissement de l'air en CO₂ a un léger effet positif sur le rapport C/N et le taux de lignine des litières, sans que cela entraîne de ralentissement significatif de la décomposition des matières organiques (Norby *et al.*, 2001). Par contre, la stimulation du métabolisme des racines fines entraîne une activation de la microflore, qui se traduit par une augmentation très significative de la respiration du sol. Ce surcroît de minéralisation compense à peu près l'augmentation des apports de matières organiques au sol, d'où il résulte que l'enrichissement de l'air en CO₂ n'a pas d'effet perceptible sur le stockage de carbone dans le sol (Dieleman *et al.*, 2010). Ce résultat doit cependant être relativisé par le fait qu'il se base sur des expérimentations relativement courtes (< 12 ans), donc qu'il n'intègre pas la production accrue de bois. En outre, la densification du réseau de racines fines jusqu'en profondeur suggère un potentiel d'augmentation lente du stockage de carbone (Iversen *et al.*, 2012).

En forêt, les dépôts azotés induisent un abaissement sensible du rapport C/N des litières produites, ce qui a tendance à accélérer les premiers stades de leur décomposition. Pourtant, on observe que l'apport d'azote a le plus souvent un effet négatif sur la respiration du sol, effet d'autant plus marqué que le sol est déjà riche en azote (Janssens *et al.*, 2010). Deux explications sont avancées : d'une part, l'ajout d'azote à des litières riches en lignine (très fréquentes en forêt) favoriserait la constitution de molécules organiques résistantes à la biodégradation ; d'autre part, l'apport d'azote modifierait la communauté microbienne du sol en faveur des décomposeurs de matières organiques riches en carbone et faciles à dégrader, telles que la cellulose, et au détriment des micro-organismes spécialisés dans la biodégradation des matières organiques récalcitrantes, telles que la lignine (Janssens *et al.*, 2010).

Les apports d'azote ayant presque toujours un effet positif sur la production primaire nette et très souvent un effet négatif sur la minéralisation du carbone des sols, leur impact moyen sur le stockage

du carbone des sols est clairement positif, ainsi que cela est confirmé par de nombreuses mesures (de Vries *et al.*, 2009).

Acidification des sols

En Europe et en Amérique du Nord, l'acidification des sols induite par l'émission de polluants atmosphériques a connu un paroxysme au début des années 1980. De nouvelles réglementations ont permis de réduire nettement les émissions industrielles de polluants, notamment celles de SO_2 qui étaient le principal agent d'acidification des pluies. Cependant, ces mesures antipollution ont aussi eu pour effet de réduire les apports atmosphériques en calcium, qui contrebalançaient partiellement les apports acides. D'origine plus diffuse, les émissions azotées ont été moins affectées. Les dépôts azotés peuvent contribuer à une désaturation des sols en Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ selon deux grands mécanismes :

- une lixiviation accrue de ces cations dans les eaux de drainage due à des causes directes (NH_4^+) ou indirectes (NO_3^-) ;
- une accélération de leur prélèvement par la végétation sous l'effet de la fertilisation azotée, qui conduira à une restitution ultérieure ou à une exportation de ces éléments par exploitation de la biomasse (Lucas *et al.*, 2011).

Enfin, il faut signaler que l'enrichissement de l'air en CO_2 entraîne une lente mais inexorable tendance à l'acidification des solutions du sol (Andrews et Schlesinger, 2001).

Il résulte de l'ensemble de ces évolutions que l'on observe en France et ailleurs en Europe une légère tendance à la remontée du pH des sols (Riofrio-Dillon *et al.*, 2012 ; Jandl *et al.*, 2012). Cependant, beaucoup d'études soulignent la lenteur de cette restauration, et la vulnérabilité persistante de nombreux peuplements forestiers ayant reçu de gros dépôts soufrés par le passé (Akselsson *et al.*, 2013 ; Jonard *et al.*, 2012). De plus, cette tendance à l'amélioration reste dépendante de l'évolution future des dépôts azotés et des apports atmosphériques de cations (Lequy *et al.*, 2012).

En Chine, l'acidification des sols est un problème actuel très important (Hicks *et al.*, 2008). Elle risque de le devenir dans les décennies à venir en Amérique du Sud et en Asie du Sud-Est (Busch *et al.*, 2001).

Dépôts azotés et ozone

Les émissions d'oxydes d'azote favorisent aussi la formation d'ozone en période de fort ensoleillement. L'ozone a des effets délétères sur la photosynthèse et la croissance qui ont été bien mis en évidence par des expérimentations en serre (Skarby *et al.*, 1998), tandis que des dispositifs récents de fumigation en plein air confirment un effet négatif de l'ozone sur la croissance de peuplements (Karnosky *et al.*, 2005). En revanche, les effets de l'ozone sur la respiration du sol restent mal compris (Pregitzer *et al.*, 2006).

SIMULATION DES EFFETS DES CHANGEMENTS GLOBAUX

Tendances générales

La plupart des simulations d'évolution des stocks de carbone du sol à l'échelle mondiale, réalisées à partir des scénarios du GIEC d'augmentation des émissions de CO_2 et de modèles d'évolution du climat couplés à des modèles d'évolution des écosystèmes terrestres, prédisent un effet global plutôt positif du changement climatique sur les stocks de matières organiques du sol d'ici 2100 (Gottschalk *et al.*, 2012). Cela s'explique par une forte augmentation de la production primaire nette, due au

réchauffement et à la fertilisation par le CO₂, tandis que l'augmentation de la minéralisation de la matière organique induite par le réchauffement est limitée par une moindre disponibilité en eau. Cette tendance globale cache toutefois de fortes disparités selon les régions et les types de végétation. Ainsi, les sols forestiers des régions boréales et tempérées auraient tendance à s'appauvrir en matière organique, l'effet prédominant étant celui du réchauffement sur la décomposition, tandis que les sols forestiers des régions tropicales s'enrichiraient en matière organique, l'effet prédominant étant celui de l'augmentation de la production végétale (Gottschalk *et al.*, 2012). Ces effets du changement climatique peuvent toutefois être largement contrebalancés par ceux du changement d'usage des terres et l'évolution du couvert végétal : enrichissement des sols en matière organique dans les régions tempérées et boréales, par afforestation et vieillissement des forêts, et appauvrissement dans les régions tropicales en raison de la déforestation suivie d'une mise en culture.

Limites des modèles actuels et perspectives d'amélioration

Il faut souligner que ces tendances sont entachées de très fortes incertitudes, qui proviennent :

- des scénarios d'émission,
- de l'absence de scénarios mondiaux sur des variables d'entrée aussi importantes que les dépôts d'azote ou la production d'ozone troposphérique,
- des incertitudes des modèles climatiques, notamment pour prédire les régimes de précipitations (Falloon *et al.*, 2011),
- des simplifications encore excessives des modèles terrestres, notamment dans la prise en compte d'interactions entre facteurs.

L'introduction de scénarios de dépôts azotés n'existe pour l'instant que pour des études locales, alors que c'est *a priori* un des facteurs les plus favorables à l'enrichissement en matière organique des sols forestiers (Dijkstra *et al.*, 2009). Cet effet positif est mis en évidence par exemple dans des forêts d'Europe centrale, où il ferait plus que compenser l'effet du changement climatique à l'horizon 2050 (Tatarinov *et al.*, 2011).

Parmi les interactions entre facteurs qui compliquent la modélisation de leurs effets sur le stockage de la matière organique du sol, deux sont particulièrement importantes. Premièrement, tout réchauffement accélère la minéralisation de l'azote du sol, et a donc des effets similaires à l'apport de dépôts azotés (Dieleman *et al.*, 2012). Deuxièmement, une atmosphère plus riche en CO₂ améliore l'efficacité d'utilisation de l'eau par la végétation, puisque l'ouverture des stomates des feuilles régule à la fois l'absorption de CO₂ et la perte d'eau. Cependant, ce lien dépend fortement des espèces (Gagen *et al.*, 2011).

CONCLUSIONS

Jusqu'à présent, il n'a pas été mis en évidence de variation de la quantité de matière organique stockée dans les sols forestiers qui soit significative et clairement attribuable aux changements climatiques et atmosphériques. On s'attend toutefois à ce que le réchauffement climatique conduise à une diminution de ces stocks dans les forêts tempérées et boréales au cours du siècle à venir, mais les prédictions des modèles restent entachées de grosses incertitudes. Un biais important des modèles de carbone actuels à l'échelle mondiale est la non prise en compte des dépôts azotés, qui apparaissent comme le changement environnemental le plus favorable à une augmentation du stockage des matières organiques dans les sols forestiers, *via* trois mécanismes :

- l'augmentation de la production primaire nette,
- une évolution des communautés microbiennes au détriment de micro-organismes spécialisés dans la lyse des molécules organiques difficiles à biodégrader,
- la formation de molécules organiques riches en azote et résistantes à la biodégradation.

L'effet positif des dépôts azotés sur la production primaire nette semble toutefois s'atténuer par endroits, et on s'attend à ce que le premier facteur limitant de la nutrition des arbres bascule progressivement de l'azote vers le phosphore dans les forêts boréales et tempérées, tandis que c'est déjà largement le cas dans les forêts tropicales. L'enrichissement en azote peut aussi aggraver la lixiviation des cations échangeables (Ca, Mg, K) dans les sols naturellement acides, même si les mesures antipollution en Europe et aux États-Unis ont fortement réduit les émissions soufrées qui sont le principal facteur anthropique d'acidification. Enfin, l'abondance des oxydes d'azote favorise la formation d'ozone, qui réduit aussi la production primaire.

Les expérimentations d'enrichissement de l'air en CO₂ ne révèlent pour l'instant aucun effet sur le stock de matières organiques dans le sol, mais on peut s'attendre à ce qu'à long terme, les effets positifs sur la production ligneuse et sur l'allocation de carbone aux racines favorisent l'enrichissement du sol en carbone.

Au-delà des stocks de matière organique, importants pour de nombreuses propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, on voit que les changements climatique et atmosphérique ont des effets majeurs sur l'abondance relative des nutriments nécessaires à la croissance et la santé des forêts : entre N, P, K, Mg et Ca, les cartes sont rebattues.

Bruno FERRY
 AgroParisTech
 UMR 1032 LERFOB
 14 rue Girardet – CS 14216
 F-54042 NANCY CEDEX
 (bruno.ferry@agroparistech.fr)

Thomas EGLIN – Antonio BISPO
 ADEME
 Direction Productions et Énergies durables
 Service Agriculture et Forêt
 20 avenue du Grésillé
 BP 90406
 F-49004 ANGERS CEDEX 01
 (thomas.eglin@ademe.fr)
 (antonio.bispo@ademe.fr)

Étienne DAMBRINE
 UNIVERSITÉ DE SAVOIE
 UMR 042, Cartel
 F-73370 LE BOURGET-DU-LAC
 (etienne.dambrine@univ-savoie.fr)

Claire CHENU
 AgroParisTech
 UMR7618, Bioemco
 F-78850 THIVERVAL-GRIGNON
 (claire.chenu@agroparistech.fr)

BIBLIOGRAPHIE

- ABER (J.), MCDOWELL (W.), NADELHOFFER (K.), MAGILL (A.), BERNTSON (G.), KAMAKEA (M.), MCNULTY (S.), CURRIE (W.), RUSTAD (L.), FERNANDEZ (I.). — Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems – Hypotheses revisited. — *Bioscience*, 48, 1998, pp. 921-934.
- AINSWORTH (E.A.), LONG (S.P.). — What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. — *New Phytologist*, 165, 2005, pp. 351-371.
- AKSELSSON (C.), HULTBERG (H.), KARLSSON (P.E.), KARLSSON (G.P.), HELLSTEN (S.). — Acidification trends in south Swedish forest soils 1986-2008 – Slow recovery and high sensitivity to sea-salt episodes. — *Science of the Total Environment*, 444, 2013, pp. 271-287.
- ANDREWS (J.A.), SCHLESINGER (W.H.). — Soil CO₂ dynamics, acidification, and chemical weathering in a temperate forest with experimental CO₂ enrichment. — *Global Biogeochemical Cycles*, 15, 2001, pp. 149-162.

- BARRE (P.), EGLIN (T.), CHRISTENSEN (B.T.), CIAIS (P.), HOUOT (S.), KATTERER (T.), VAN OORT (F.), PEYLIN (P.), POULTON (P.R.), ROMANENKOV (V.), CHENU (C.). — Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments. — *Biogeosciences*, 7, 2010, pp. 3839-3850.
- BELLAMY (P.H.), LOVELAND (P.J.), BRADLEY (R.I.), LARK (R.M.), KIRK (G.J.D.). — Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. — *Nature*, 437, 2005, pp. 245-248.
- BONTEMPS (J.-D.), HERVÉ (J.-C.), LEBAN (J.-M.), DHÔTE (J.-F.). — Nitrogen footprint in a long-term observation of forest growth over the twentieth century. — *Trees-Structure and Function*, 25, 2011, pp. 237-251.
- BONTEMPS (J.-D.), HERVÉ (J.-C.), DHÔTE (J.-F.). — Long-Term Changes in Forest Productivity: A Consistent Assessment in Even-Aged Stands. — *Forest Science*, 55, 2009, pp. 549-564.
- BRAUN (S.), THOMAS (V.F.D.), QUIRING (R.), FLUECKIGER (W.). — Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. — *Environmental Pollution*, 158, 2010, pp. 2043-2052.
- BUSCH (G.), LAMMEL (G.), BEESE (F.O.), FEICHTER (J.), DENTENER (F.J.), ROELOFS (G.J.). — Forest ecosystems and the changing patterns of nitrogen input and acid deposition today and in the future based on a scenario. — *Environmental Science and Pollution Research*, 8, 2001, pp. 95-102.
- CHAPMAN (S.J.), BELL (J.S.), CAMPBELL (C.D.), HUDSON (G.), LILLY (A.), NOLAN (A.J.), ROBERTSON (A.H.J.), POTTS (J.M.), TOWERS (W.). — Comparison of soil carbon stocks in Scottish soils between 1978 and 2009. — *European Journal of Soil Science*, 64, 2013, pp. 455-465.
- CHURKINA (G.), RUNNING (S.W.). — Contrasting climatic controls on the estimated productivity of global terrestrial biomes. — *Ecosystems*, 1, 1998, pp. 206-215.
- CLEVELAND (C.C.), TOWNSEND (A.R.), TAYLOR (P.), ALVAREZ-CLARE (S.), BUSTAMANTE (M.M.C.), CHUYONG (G.), DOBROWSKI (S.Z.), GRIERSON (P.), HARMS (K.E.), HOULTON (B.Z.), MARKLEIN (A.), PARTON (W.), PORDER (S.), REED (S.C.), SIERRA (C.A.), SILVER (W.L.), TANNER (E.V.J.), WIEDER (W.R.). — Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. — *Ecology Letters*, 14, 2011, pp. 939-947.
- COX (P.M.), BETTS (R.A.), JONES (C.D.), SPALL (S.A.), TOTTERDELL (I.J.). — Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. — *Nature*, 408, 2000, pp. 184-187.
- CROWLEY (K.F.), MCNEIL (B.E.), LOVETT (G.M.), CANHAM (C.D.), DRISCOLL (C.T.), RUSTAD (L.E.), DENNY (E.), HALLETT (R.A.), ARTHUR (M.A.), BOGGS (J.L.), GOODALE (C.L.), KAHL (J.S.), MCNULTY (S.G.), OLLINGER (S.V.), PARDO (L.H.), SCHABERG (P.G.), STODDARD (J.L.), WEAND (M.P.), WEATHERS (K.C.). — Do Nutrient Limitation Patterns Shift from Nitrogen Toward Phosphorus with Increasing Nitrogen Deposition Across the Northeastern United States? — *Ecosystems*, 15, 2012, pp. 940-957.
- DAVIDSON (E.A.), JANSSENS (I.A.). — Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. — *Nature*, 440, 2006, pp. 165-173.
- DE VRIES (W.), POSCH (M.). — Modelling the impact of nitrogen deposition, climate change and nutrient limitations on tree carbon sequestration in Europe for the period 1900-2050. — *Environmental Pollution*, 159, 2011, pp. 2289-2299.
- DE VRIES (W.), SOLBERG (S.), DOBBERTIN (M.), STERBA (H.), LAUBHANN (D.), VAN OIJEN (M.), EVANS (C.), GUNDERSEN (P.), KROS (J.), WAMELINK (G.W.W.), REINDS (G.J.), SUTTON (M.A.). — The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. — *Forest Ecology and Management*, 258, 2009, pp. 1814-1823.
- DEL GROSSO (S.), PARTON (W.), STOHLGREN (T.), ZHENG (D.L.), BACHELET (D.), PRINCE (S.), HIBBARD (K.), OLSON (R.). — Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. — *Ecology*, 89, 2008, pp. 2117-2126.
- DIELEMAN (W.I.J.), LUYSSAERT (S.), REY (A.), DE ANGELIS (P.), BARTON (C.V.M.), BROADMEADOW (M.S.J.), BROADMEADOW (S.B.), CHIGWEREWE (K.S.), CROOKSHANKS (M.), DUFRENE (E.), JARVIS (P.G.), KASURINEN (A.), KELLOMAKI (S.), LE DANTEC (V.), LIBERLOO (M.), MAREK (M.), MEDLYN (B.), POKORNY (R.), SCARASCIA-MUGNOZZA (G.), TEMPERTON (V.M.), TINGEY (D.), URBAN (O.), CEULEMANS (R.), JANSSENS (I.A.). — Soil N modulates soil C cycling in CO₂-fumigated tree stands: a meta-analysis. — *Plant Cell and Environment*, 33, 2010, pp. 2001-2011.
- DIELEMAN (W.I.J.), VICCA (S.), DIJKSTRA (F.A.), HAGEDORN (F.), HOVENDEN (M.J.), LARSEN (K.S.), MORGAN (J.A.), VOLDER (A.), BEIER (C.), DUKES (J.S.), KING (J.), LEUZINGER (S.), LINDER (S.), LUO (Y.), OREN (R.), DE ANGELIS (P.), TINGEY (D.), HOOSBEEK (M.R.), JANSSENS (I.A.). — Simple additive effects are rare: a quantitative review of plant biomass and soil process responses to combined manipulations of CO₂ and temperature. — *Global Change Biology*, 18, 2012, pp. 2681-2693.
- DIJKSTRA (J.P.M.), REINDS (G.J.), KROS (H.), BERG (B.), DE VRIES (W.). — Modelling soil carbon sequestration of intensively monitored forest plots in Europe by three different approaches. — *Forest Ecology and Management*, 258, 2009, pp. 1780-1793.

- DRAKE (J.E.), GALLET-BUDYNEK (A.), HOFMOCKEL (K.S.), BERNHARDT (E.S.), BILLINGS (S.A.), JACKSON (R.B.), JOHNSEN (K.S.), LICHTER (J.), MCCARTHY (H.R.), MCCORMACK (M.L.), MOORE (D.J.P.), OREN (R.), PALMROTH (S.), PHILLIPS (R.P.), PIPPEN (J.S.), PRITCHARD (S.G.), TRESEDER (K.K.), SCHLESINGER (W.H.), DELUCIA (E.H.), FINZI (A.C.). — Increases in the flux of carbon belowground stimulate nitrogen uptake and sustain the long-term enhancement of forest productivity under elevated CO₂. — *Ecology Letters*, 14, 2011, pp. 349-357.
- EASTAUGH (C.S.), POETZELSBERGER (E.), HASENAUER (H.). — Assessing the impacts of climate change and nitrogen deposition on Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in Austria with BIOME-BGC. — *Tree Physiology*, 31, 2011, pp. 262-274.
- EGLIN (T.), CIAIS (P.), PIAO (S.L.), BARRE (P.), BELLASSEN (V.), CADULE (P.), CHENU (C.), GASSER (T.), KOVEN (C.), REICHSTEIN (M.), SMITH (P.). — Historical and future perspectives of global soil carbon response to climate and land-use changes. — *Tellus Series B - Chemical and Physical Meteorology*, 62, 2010, pp. 700-718.
- FALLOON (P.), JONES (C.D.), ADES (M.), PAUL (K.). — Direct soil moisture controls of future global soil carbon changes: An important source of uncertainty. — *Global Biogeochemical Cycles*, 25, 2011.
- GAGEN (M.), FINSINGER (W.), WAGNER-CREMER (F.), MCCARROLL (D.), LOADER (N.J.), ROBERTSON (I.), JALKANEN (R.), YOUNG (G.), KIRCHHEFER (A.). — Evidence of changing intrinsic water-use efficiency under rising atmospheric CO₂ concentrations in Boreal Fennoscandia from subfossil leaves and tree ring delta 13C ratios. — *Global Change Biology*, 17, 2011, pp. 1064-1072.
- GALLOWAY (J.N.), DENTENER (F.J.), CAPONE (D.G.), BOYER (E.W.), HOWARTH (R.W.), SEITZINGER (S.P.), ASNER (G.P.), CLEVELAND (C.C.), GREEN (P.A.), HOLLAND (E.A.), KARL (D.M.), MICHAELS (A.F.), PORTER (J.H.), TOWNSEND (A.R.), VOROSMARTY (C.J.). — Nitrogen cycles: past, present, and future. — *Biogeochemistry*, 70, 2004, pp. 153-226.
- GOLL (D.S.), BROVKIN (V.), PARIDA (B.R.), REICK (C.H.), KATTGE (J.), REICH (P.B.), VAN BODEGOM (P.M.), NIINEMETS (U.). — Nutrient limitation reduces land carbon uptake in simulations with a model of combined carbon, nitrogen and phosphorus cycling. — *Biogeosciences*, 9, 2012, pp. 3547-3569.
- GOTTSCHALK (P.), SMITH (J.U.), WATTENBACH (M.), BELLARBY (J.), STEHFEST (E.), ARNELL (N.), OSBORN (T.J.), JONES (C.), SMITH (P.). — How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. — *Biogeosciences*, 9, 2012, pp. 3151-3171.
- HICKS (W.K.), KUYLENSTIerna (J.C.I.), OWEN (A.), DENTENER (F.), SEIP (H.M.), RODHE (H.). — Soil sensitivity to acidification in Asia: Status and prospects. — *Ambio*, 37, 2008, pp. 295-303.
- HOMANN (P.S.), KAPCHINSKE (J.S.), BOYCE (A.). — Relations of mineral-soil C and N to climate and texture: regional differences within the conterminous USA. — *Biogeochemistry*, 85, 2007, pp. 303-316.
- IPCC. — Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. — Cambridge (United Kingdom), New York (NY, USA) : Cambridge University Press, 2013.
- IVERSEN (C.M.), KELLER (J.K.), GARTEN (C.T. Jr), NORBY (R.J.). — Soil carbon and nitrogen cycling and storage throughout the soil profile in a sweetgum plantation after 11 years of CO₂-enrichment. — *Global Change Biology*, 18, 2012, pp. 1684-1697.
- JANDL (R.), SMIDT (S.), MUTSCH (F.), FURST (A.), ZECHMEISTER (H.), BAUER (H.), DIRNBOCK (T.). — Acidification and nitrogen eutrophication of Austrian forest soils. — *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, p. 632602. Article ID 632602.
- JANSSENS (I.A.), DIELEMAN (W.), LUYSSAERT (S.), SUBKE (J.A.), REICHSTEIN (M.), CEULEMANS (R.), CIAIS (P.), DOLMAN (A.J.), GRACE (J.), MATTEUCCI (G.), PAPALE (D.), PIAO (S.L.), SCHULZE (E.D.), TANG (J.), LAW (B.E.). — Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. — *Nature Geoscience*, 3, 2010, pp. 315-322.
- JOBAGY (E.G.), JACKSON (R.B.). — The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. — *Ecological Applications*, 10, 2000, pp. 423-436.
- JONARD (M.), LEGOUT (A.), NICOLAS (M.), DAMBRINE (E.), NYS (C.), ULRICH (E.), VAN DER PERRE (R.), PONETTE (Q.). — Deterioration of Norway spruce vitality despite a sharp decline in acid deposition: a long-term integrated perspective. — *Global Change Biology*, 18, 2012, pp. 711-725.
- KARNOSKY (D.F.), PREGITZER (K.S.), ZAK (D.R.), KUBISKE (M.E.), HENDREY (G.R.), WEINSTEIN (D.), NOSAL (M.), PERCY (K.E.). — Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. — *Plant Cell and Environment*, 28, 2005, pp. 965-981.
- KOERNER (C.). — Plant CO₂ responses: an issue of definition, time and resource supply. — *New Phytologist*, 172, 2006, pp. 393-411.
- LEFEVRE (R.), BARRE (P.), MOYANO (F.E.), CHRISTENSEN (B.T.), BARDOUX (G.), EGLIN (T.), GIRARDIN (C.), HOUOT (S.), KATTERER (T.), VAN OORT (F.), CHENU (C.). — Higher temperature sensitivity for stable than for

- labile soil organic carbon — Evidence from incubations of long-term bare fallow soils. — *Global Change Biology*, 20, 2014, pp. 633-640.
- LEQUY (E.), CONIL (S.), TURPAULT (M.-P.). — Impacts of Aeolian dust deposition on European forest sustainability: A review. — *Forest Ecology and Management*, 267, 2012, pp. 240-252.
- LLOYD (J.). — The CO₂ dependence of photosynthesis, plant growth responses to elevated CO₂ concentrations and their interaction with soil nutrient status. II. Temperate and boreal forest productivity and the combined effects of increasing CO₂ concentrations and increased nitrogen deposition at a global scale. — *Functional Ecology*, 13, 1999, pp. 439-459.
- LUCAS (R.W.), KLAMINDER (J.), FUTTER (M.N.), BISHOP (K.H.), EGNELL (G.), LAUDON (H.), HOGBERG (P.). — A meta-analysis of the effects of nitrogen additions on base cations: Implications for plants, soils, and streams. — *Forest Ecology and Management*, 262, 2011, pp. 95-104.
- MAGNANI (F.), MENCUCINI (M.), BORGHETTI (M.), BERBIGIER (P.), BERNINGER (F.), DELZON (S.), GRELE (A.), HARI (P.), JARVIS (P.G.), KOLARI (P.), KOWALSKI (A.S.), LANKREIJER (H.), LAW (B.E.), LINDROTH (A.), LOUSTAU (D.), MANCA (G.), MONCRIEFF (J.B.), RAYMENT (M.), TEDESCHI (V.), VALENTINI (R.), GRACE (J.). — The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. — *Nature*, 447, 2007, pp. 848-850.
- MANZONI (S.), PORPORATO (A.). — Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. — *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 2009, pp. 1355-1379.
- MARTIN (M.P.), WATTENBACH (M.), SMITH (P.), MEERSMANS (J.), JOLIVET (C.), BOULONNE (L.), ARROUAYS (D.). — Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. — *Biogeosciences*, 8, 2011, pp. 1053-1065.
- MELILLO (J.M.), BUTLER (S.), JOHNSON (J.), MOHAN (J.), STEUDLER (P.), LUX (H.), BURROWS (E.), BOWLES (F.), SMITH (R.), SCOTT (L.), VARIO (C.), HILL (T.), BURTON (A.), ZHOU (Y.-M.), TANG (J.). — Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. — *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 2011, pp. 9508-9512.
- MOYANO (F.E.), VASILYEVA (N.), BOUCKAERT (L.), COOK (F.), CRAINE (J.), YUSTE (J.C.), DON (A.), EPRON (D.), FORMANEK (P.), FRANZLUEBBERS (A.), ILSTEDT (U.), KATTERER (T.), ORCHARD (V.), REICHSTEIN (M.), REY (A.), RUAMPS (L.), SUBKE (J.A.), THOMSEN (I.K.), CHENU (C.). — The moisture response of soil heterotrophic respiration: interaction with soil properties. — *Biogeosciences*, 9, 2012, pp. 1173-1182.
- NEPSTAD (D.C.), MOUTINHO (P.), DIAS (M.B.), DAVIDSON (E.), CARDINOT (G.), MARKEWITZ (D.), FIGUEIREDO (R.), VIANNA (N.), CHAMBERS (J.), RAY (D.), GUERREIROS (J.B.), LEFEBVRE (P.), STERNBERG (L.), MOREIRA (M.), BARROS (L.), ISHIDA (F.Y.), TOHLVER (I.), BELK (E.), KALIF (K.), SCHWALBE (K.). — The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. — *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 107, 2002.
- NICOLAS (M.), DAMBRINE (E.), ULRICH (E.). — Évolution de l'acidité et dynamique des éléments nutritifs en forêt, premiers bilans. — *Rendez-Vous Techniques*, 2008, pp. 71-76.
- NORBY (R.J.), COTRUFO (M.F.), INESON (P.), O'NEILL (E.G.), CANADELL (J.G.). — Elevated CO₂, litter chemistry, and decomposition: a synthesis. — *Oecologia*, 127, 2001, pp. 153-165.
- ORCHARD (V.A.), COOK (F.J.). — Relationship between soil respiration and soil-moisture. — *Soil Biology & Biochemistry*, 15, 1983, pp. 447-453.
- PAGE (S.E.), SIEGERT (F.), RIELEY (J.O.), BOEHM (H.D.V.), JAYA (A.), LIMIN (S.). — The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. — *Nature*, 420, 2002, pp. 61-65.
- PINTO (P.E.), GÉGOUT (J.-C.), HERVÉ (J.-C.), DHÔTE (J.-F.). — Changes in environmental controls on the growth of *Abies alba* Mill. in the Vosges Mountains, north-eastern France, during the 20th century. — *Global Ecology and Biogeography*, 16, 2007, pp. 472-484.
- POST (W.M.), EMANUEL (W.R.), ZINKE (P.J.), STANGENBERGER (A.G.). — Soil carbon pools and world life zones. — *Nature*, 298, 1982, pp. 156-159.
- PREGITZER (K.), LOYA (W.), KUBISKE (M.), ZAK (D.). — Soil respiration in northern forests exposed to elevated atmospheric carbon dioxide and ozone. — *Oecologia*, 148, 2006, pp. 503-516.
- REICH (P.B.), OLEKSYN (J.). — Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. — *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 2004, pp. 11001-11006.
- RIOFRIO-DILLON (G.), BERTRAND (R.), GÉGOUT (J.-C.). — Toward a recovery time: forest herbs insight related to anthropogenic acidification. — *Global Change Biology*, 18, 2012, pp. 3383-3394.
- RUSTAD (L.E.), CAMPBELL (J.L.), MARION (G.M.), NORBY (R.J.), MITCHELL (M.J.), HARTLEY (A.E.), CORNELISSEN (J.H.C.), GUREVITCH (J.), GCTE NEWS. — A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. — *Oecologia*, 126, 2001, pp. 543-562.

- SABY (N.P.A.), BELLAMY (P.H.), MORVAN (X.), ARROUAYS (D.), JONES (R.J.A.), VERHEIJEN (F.G.A.), KIBBLEWHITE (M.G.), VERDOODT (A.), BERENYIUEVEGES (J.), FREUDENSCHUSS (A.), SIMOTA (C.). — Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? — *Global Change Biology*, 14, 2008, pp. 2432-2442.
- SKARBY (L.), RO-POULSEN (H.), WELLBURN (F.A.M.), SHEPPARD (L.J.). — Impacts of ozone on forests: a European perspective. — *New Phytologist*, 139, 1998, pp. 109-122.
- SMITH (T.M.), SHUGART (H.H.). — The transient-response of terrestrial carbon storage to a perturbed climate. — *Nature*, 361, 1993, pp. 523-526.
- TATARINOV (F.A.), CIENCIALA (E.), VOPENKA (P.), AVILOV (V.). — Effect of climate change and nitrogen deposition on central-European forests: Regional-scale simulation for South Bohemia. — *Forest Ecology and Management*, 262, 2011, pp. 1919-1927.
- TEMPLER (P.H.), PINDER (R.W.), GOODALE (C.L.). — Effects of nitrogen deposition on greenhouse-gas fluxes for forests and grasslands of North America. — *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 2012, pp. 547-553.
- ZHAO (M.S.), RUNNING (S.W.). — Drought-Induced Reduction in Global Terrestrial Net Primary Production from 2000 Through 2009. — *Science*, 329, 2010, p. 940-943.

MATIÈRES ORGANIQUES DES SOLS FORESTIERS ET CHANGEMENTS CLIMATIQUE ET ATMOSPHÉRIQUE (Résumé)

La matière organique des sols (MOS) constitue le plus grand réservoir de carbone des écosystèmes terrestres et elle est une composante majeure de la fertilité. Son évolution sous l'impact des changements atmosphériques et climatiques est porteuse d'enjeux essentiels à moyen et long terme, à l'échelle globale comme à l'échelle locale. Nous présentons ici une synthèse des connaissances sur cette évolution des MOS dans les forêts. Les principales méthodes d'étude sont les comparaisons d'inventaires pédologiques, l'interprétation de corrélations spatiales avec le climat en tendances temporelles, les suivis expérimentaux en laboratoire ou en forêt des flux d'entrée et de sortie du carbone dans le sol, et toute une gamme de modèles visant à assembler ces connaissances et à prédire l'évolution des MOS. Les résultats confirment qu'il faut s'attendre à plus ou moins long terme à un appauvrissement en MOS, dû au réchauffement, dans les forêts boréales et tempérées. Cependant, les dépôts azotés ont un effet positif sur le stockage de matière organique dans le sol, qui n'est pas encore intégré dans les modèles terrestres à l'échelle globale. Enfin, les expérimentations d'enrichissement de l'air en CO₂ en forêt n'ont pour l'instant pas d'effet sur le stockage de carbone dans le sol, mais on peut s'attendre à des effets positifs à plus long terme. Sur le plan qualitatif, les dépôts azotés et le réchauffement contribuent à réduire la limitation de la fertilité par l'azote, et il est prévisible que la limitation par le phosphore gagne en importance relative.

SOIL ORGANIC MATTER OF FORESTS AND CLIMATE AND ATMOSPHERE CHANGES (Abstract)

Soil organic matter is the largest carbon reservoir of the terrestrial ecosystems and is a main driver of soil fertility. Its evolution driven by climate and atmosphere changes is a main issue in the medium and the long term, on a global scale and on a local scale. We present a literature synthesis on this topic, focused on forest SOM. The main study methods are the comparisons of soil inventories, the interpretation of spatial correlations with climate into temporal trends, the monitoring of the inputs and outputs of soil carbon in forest as well as in laboratory, and a diversity of models that link the knowledge's and foresee the evolutions of SOMs. The results confirm that a decrease in SOM content is to be expected sooner or later in the boreal and temperate forests, due to the global warming. However, nitrogen deposition has a positive effect on SOM storage, which is not yet included in the carbon models at a global scale. In addition, the free air carbon dioxide experiments (FACE) could not detect any change in SOM storage up to now, but it is likely that positive effects will occur later. Qualitatively, nitrogen deposition and warming are reducing the limitation of fertility by nitrogen, and it is expected that phosphorus limitation will become relatively more important.
