



HAL
open science

Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes ?

Lauric Cécillon

► **To cite this version:**

Lauric Cécillon. Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes ?. Sciences de la Terre. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2008. Français. NNT: . tel-00396553

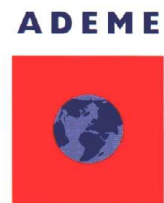
HAL Id: tel-00396553

<https://theses.hal.science/tel-00396553>

Submitted on 18 Jun 2009

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

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



– Cemagref Grenoble, Unité Ecosystèmes Montagnards –

– ADEME –

THÈSE

Présentée en vue d'obtenir le grade de Docteur de l'Université Joseph Fourier de Grenoble

Spécialité : Science du Sol

Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes ?

par

Lauric CÉCILLON

Soutenance publique prévue le 31 Octobre 2008 devant le jury composé de :

Jacques BERTHELIN , Directeur de Recherche émérite, CNRS Nancy	Rapporteur
Thierry GAUQUELIN , Professeur, CNRS IMEP Marseille	Rapporteur
Dominique ARROUAYS , Directeur de l'US InfoSol, INRA Orléans	Examineur
Jean-Michel GOBAT , Professeur, Université de Neuchâtel (Suisse)	Examineur
Jean-Jacques BRUN , Directeur de Recherche, Cemagref Grenoble	Directeur de Thèse
Antonio BISPO , Ingénieur ADEME, Angers	Co-encadrant de Thèse

Remerciements

Cette thèse a été réalisée au sein de l'Unité Ecosystèmes Montagnards du Cemagref Grenoble, grâce au soutien financier du Cemagref et de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME).

Je remercie Jean-Jacques Brun, mon Directeur de Thèse, de m'avoir accordé sa confiance pour réaliser ce travail de recherche. Tout au long de ces années, nous avons relevé ensemble des défis difficiles, et pu développer une vision scientifique originale de la ressource sol, concrétisée par de nombreuses recherches fondamentales et finalisées s'inscrivant dans les objectifs de l'établissement Cemagref.

Je remercie également Antonio Bispo, mon Co-encadrant de Thèse ADEME pour avoir accepté de nous rejoindre en cours de route sur ce projet de thèse et avoir permis mon financement par l'ADEME. Son travail au sein de l'ADEME a inspiré une large partie des recherches menées dans cette thèse.

Je tiens à remercier le Cemagref qui aura soutenu un projet de recherche qui pouvait sembler assez loin des thématiques de notre unité à son départ. Merci donc à Bénédicte Boisseau qui a cru en ce projet en 2003, et à Philippe Cozic qui a pris son relais par la suite secondé par François Véron. Leur soutien a été décisif notamment pour obtenir les crédits nécessaires à l'achat d'un spectromètre proche infrarouge. J'espère que mon travail satisfera leurs attentes légitimes et qu'il contribuera à sensibiliser durablement l'ensemble de notre unité à la prise en compte du sol dans les études environnementales.

Merci à tout le personnel de l'unité Ecosystèmes Montagnards pour leur appui technique de qualité, leur bonne humeur et leur soutien moral pendant cette thèse. Merci en particulier à Sébastien De Danieli pour son aide extrêmement précieuse qui aura permis à ce travail de trouver une conclusion heureuse. Merci à tous ceux (et ils sont nombreux) qui m'ont accompagné sur le terrain dans le massif des Maures et m'ont soutenu quand je me suis retrouvé sur une seule jambe pour aller sur ce bel éboulis de Pellafol dans le Dévoluy.

Je remercie également tous nos partenaires avec lesquels nous avons eu la chance de tisser des liens au delà de la Science, et qui ont largement contribué à la réalisation de cette thèse. Merci en premier lieu à tous les co-auteurs des articles inclus dans cette thèse : nos partenaires de l'IMEP (Raphaël Gros), du LEM Lyon (Sonia Czarnes), du Cemagref Aix-en-Provence (Michel Vennetier) ; nos partenaires du réseau francophone SPIR appliquée aux sols (Bernard Barthès, Cécile Gomez, Damien Ertlen, Valérie Genot, Antoine Stevens et Mickaël Hedde) sans oublier Richard Joffre qui m'a enseigné la SPIR ; et notre collaboratrice brésilienne Nilvania de Mello. Merci également à nos partenaires du LECA Grenoble (Roberto Gérémia, Lucie Zinger, Florence Baptist, Philippe Choler, David Lejon, Jean-Christophe Clément), du CEA Grenoble (Michel Satre, Brigitte Pépin-Donat), du LTHE Grenoble (Jean Martins), de l'Université de Savoie (Jérôme Poulénard, Yves Perrette, Christiane Gallet, Benoît Picard, Annie Millery), de l'IGA Grenoble (Georges Rovéra, Philippe Schoeneich et Xavier Bodin) et de l'INRA Dijon (Noémie Pascault).

Je remercie nos partenaires internationaux : R. Jandl, F. Hagedorn, P. Bellamy, M. Rivas-Casado (COST Action 639) pour la confiance qu'il m'ont accordé en m'invitant régulièrement aux conférences de l'Action ; puis en me finançant et en m'encadrant lors d'une mission scientifique à l'Université de Cranfield (Grande Bretagne) au printemps 2007. Merci aussi à L.T. Strand pour ses efforts pour m'obtenir une bourse de visiteur scientifique à l'Université de Ås (Norvège). Merci à T. Bongers pour m'avoir enseigné la nématologie.

Je tiens à remercier les membres du Jury : Jacques Berthelin, Thierry Gauquelin, Dominique Arrouays et Jean-Michel Gobat d'avoir accepté d'évaluer mon travail de thèse.

Enfin, je voudrais remercier tous mes proches. Merci à toute ma famille, et en particulier mes parents et mon grand frère pour m'avoir transmis des valeurs que je tente de mettre en avant lors du choix de mes recherches. Merci à tous mes amis pour leur soutien moral pendant mes années d'études grenobloises ; pour m'avoir fait partager leur vision du monde, et apporté leur esprit créatif qui aura inspiré mon travail plus qu'ils ne le pensent.

Barbara, merci d'être à mes côtés, dans les moments forts, tristes ou joyeux et aussi dans ma vie, jour après jour, qui avec toi ne paraîtra jamais quotidienne.

Table des matières

Liste des figures	7
Liste des tableaux	9
Introduction générale	10
<hr/>	
Il est urgent de sauver les sols	11
Vers une politique harmonisée pour la protection des sols en Europe	12
La protection des sols, challenge politico-économique, défi scientifique	13
D'une vision centrée sur le sol à une vision du sol anthropocentrée	14
La notion de qualité du sol : pas d'unicité, mais des spécificités	16
L'enjeu scientifique : des indicateurs spécifiques économiquement viables	17
Objectifs	21
Concept de qualité du sol utilisé dans cette thèse	22
Le sol dans cette thèse	22
Une vision des sols anthropocentrée	23
Qualité fonctionnelle des sols : des constituants aux fonctions	23
Bilan : qualité fonctionnelle = résilience et résistance des processus	26
Démarche expérimentale adoptée : des processus sous contraintes	27
Gradients de contraintes facilitant l'étude des processus contrôlant la qualité du sol	28
Un gradient d'incendies de forêts, dans le massif des Maures (Var, France)	28
Un gradient de microclimat du sol, dans le massif du Dévoluy (Isère, France)	34
Hypothèses de travail	39
Indicateurs testés dans cette thèse	40
Des indicateurs simples et économiques	40
Deux indicateurs testés : un indicateur physique et un bioindicateur	41
Présentation de la spectroscopie proche infrarouge	43
Principes physiques de la spectroscopie	43
Spectroscopie proche infrarouge (SPIR)	45
Régression PLS	47
Chapitre I	
<i>La SPIR comme indicatrice du stock de matière organique du sol</i>	55

Première partie	
Indicateurs de qualité de sols forestiers dans un gradient d'incendies	72
<hr/>	
Introduction : contexte et objectifs des travaux	73
<i>Chapitre II</i>	
<i>Sélection de variables dans les spectres proche infrarouge pour la caractérisation biologique des sols et des structures biogéniques</i>	76
<i>Chapitre III</i>	
<i>Prédiction d'indices de qualité du sol par analyse SPIR dans une chronoséquence de feux de forêts</i>	91
Conclusions (partie 1 de la thèse)	108
Deuxième partie	
Indicateurs de qualité du sol dans un gradient microclimatique	112
<hr/>	
Introduction : contexte et objectifs des travaux	113
<i>Chapitre IV</i>	
<i>L'analyse des communautés de nématodes, indicatrice de la qualité fonctionnelle des sols</i>	115
<i>Chapitre V</i>	
<i>Indicateurs du processus d'agrégation du sol : intérêt de la SPIR</i>	134
Conclusions (partie 2 de la thèse)	166
Conclusion générale	168
<hr/>	
Intérêt de la démarche expérimentale adoptée	169
Les deux contraintes induisent une modification de la qualité des sols	170
Les modifications de qualité du sol comportent une part biologique forte	172
La réflectance des sols indicatrice des modifications environnementales	174
Vers une évaluation opérationnelle de la qualité des sols	176
La bioindication par l'étude des communautés de nématodes	177
La réflectance du sol dans le proche infrarouge indicatrice de sa qualité	178
Éléments de réflexion pour la surveillance de la qualité du sol	179
<i>Synthèse relative à l'indicateur SPIR :</i>	
<i>La spectroscopie proche infrarouge pour évaluer la qualité des sols</i>	182

Liste des figures

Figure 1 Situation géographique des placettes du projet IRISE (impact environnemental des incendies de forêts) dans le massif des Maures (Var, France ; d'après Vennetier et al., 2008) ; p. 30

Figure 2 Illustration des trois modalités d'incendies retenues dans cette thèse : placette témoins non incendiées depuis 1950 (a) ; placettes non incendiées depuis 1990 (b) ; placettes incendiées en 2003 (c). Photos : N. Cassagne ; p. 31

Figure 3 Relief de la région Rhône-Alpes (France) et détail de la zone d'étude du site de Pellafol, dans le massif du Dévoluy (carte IGN) ; p. 36

Figure 4 Situation des neuf placettes expérimentales (20 x 20 m) sur le site de Pellafol (Bois du Sapey, massif du Dévoluy, Isère, France). Photo : L. Cécillon ; p.38

Figure 5 Exemples of NIR spectra of forest topsoils – Data acquisition with an Antaris II NIR Analyser (Thermo electron corporation) ; p. 60

Figure 6 Quantitative and qualitative analysis of NIR spectra ; p. 62

Figure 7 Impact of soil mesofauna on the ontogeny of forest litter. (PCA of NIR spectra; PC1: 72% of total variance, PC2: 25% of total variance) ; p. 64

Figure 8 Soil macroaggregates: (A) Biogenic; (B) Intermediate; (C) Physicogenic ; p. 65

Figure 9 Turricule du ver anécique *Nicodrilus nocturnus*, Massif des Maures, Var, France ; p.74

Figure 10 Echantillonnage des 25 placettes du dispositif IRISE, Massif des Maures, Var France, Mars 2007 (D'après Cassagne et al., 2008a, modifié) ; p. 75

Figure 11 Scatter plots of predicted vs. actual values for biological properties using the whole NIR region. The dashed lines indicate 1:1 ; p.83

Figure 12 Scatter plots of predicted vs. actual values for biological properties after two steps of variable selection with the VIP method (VIP 2). The dashed lines indicate 1:1 ; p. 85

Figure 13 Relative frequency (%) of selected wavelengths within NIR intervals after one (VIP 1) or two (VIP 2) steps of variable selection for microbial carbon* (C_{mic}) ; p. 86

Figure 14 Principal component analysis of all samples calculated from the first derivative of the full NIR spectrum (1000-2500 nm). Grey symbols correspond to topsoil samples, white symbols are earthworm casts. Different symbols correspond to wildfire disturbance as described in the text (t = 3 years = circles; t = 16 years = squares; t > 50 years = triangles) ; p. 100

Figure 15 Scatter plots of NIRS predicted vs. calculated values for soil quality indices and X-Val results of PLSR models. The dashed lines indicate 1:1. The meaning of symbols is detailed in figure 14 ; p.103

Figure 16 Biodiversité du sol et recyclage de la matière organique (illustration : N. Sardat) ; p. 119

Figure 17 Morphologie de la cavité buccale et régime alimentaire des nématodes (Photos : H. van Megen, Cours International d'Identification des Nématodes 2006, Université de Wageningen, Pays-Bas) ; p. 121

Figure 18 Indices de Ferris *et al.*, 2001 (Graphique couleur issu de H. Ferris, com. pers.) ; p. 123

Figure 19 Abondance moyenne des nématodes par type d'écosystème (nombre d'individus par gramme de sol ; n = 3 par écosystème) lors des deux campagnes d'échantillonnage (5/12/2006 ; 2/07/2007) ; p. 126

Figure 20 Score de l'indice CI en fonction du type d'écosystème pour les deux campagnes d'échantillonnage dans le gradient de contrainte « microclimat du sol » de Pellafol (massif du Dévoluy, Isère, France). Les demi-droites indiquent l'écart-type des données ; p. 129

Figure 21 Monthly average soil temperature in Ah horizons at 30 cm depth (October 2005–September 2006) in the three ecosystem types of the Pellafol site (Dévoluy, Isère, France) ; p. 142

Figure 22 Mean aggregate size distribution (%) after dry sieving of Ah horizons along the spatial climate gradient (n = 3 per ecosystem type). Segmented lines represent standard deviations ; p. 149

Figure 23 Examples of the different macroaggregate types separated from the 5–12.5 mm size fraction: (BY) young biogenic; (BA) aged biogenic; (BC) colonized biogenic; (APD) associated with plant debris; (PY) young physicogenic; (PA) aged physicogenic; (PC) colonized physicogenic; (FRA) fragile rounded aggregates. All aggregates shown here are from the beech-fir forest, except FRA which is from the pine forest ; p. 151

Figure 24 PCA of NIR spectra of all soil macroaggregates and whole Ah horizon samples collected in the beech-fir forest: (a) PCA performed using the full NIR spectrum (1000-2500 nm); (b) PCA performed after one step of wavelength selection within NIR spectra; (c) PCA performed after one step of wavelength selection within NIR spectra, with further removing of Ah horizon and APD samples ; p. 154

Figure 25 PCA of NIR spectra of soil macroaggregates from one research plot of the beech-fir and the ecotone forests. Arrows indicate proposed ontogenic trajectories for biological (grey) and physical (black) pathways of soil macroaggregation (similar results were obtained within plots of each ecosystem type) ; p. 156

Figure 26 Weak absorption peaks in NIR spectra of topsoils (0-5 cm) and earthworm casts collected in French Mediterranean areas affected by wildfire (Cécillon *et al.*, in press). Each spectrum is an average over samples originating from five to ten plots ; p. 189

Figure 27 Surface organic C content of two bare fields in Belgium as predicted from AHS hyperspectral data, with ground-truth sampling points. Some differences between observed and predicted values can be distinguished but the overall C distribution is respected (Stevens *et al.*, unpublished data) ; p. 197

Liste des tableaux

Tableau 1 Objectifs de gestion potentiels et fonctions du sol associées en vue de sélectionner des indicateurs de qualité du sol adaptés (d'après Andrews et al., 2004) ; p. 25

Tableau 2 Modalités de la perturbation « feux de forêts » dans le dispositif expérimental IRISE du massif des Maures (Var, France ; d'après Vennetier ; p. 32

Table 3 Laboratory methods of soil analyses and summary statistics of reference data ; p. 81

Table 4 Prediction of microbiological properties with NIRS : X-Val results ; p. 84

Table 5 Selection of signature wavelengths of microbial biomass after two steps of the VIP method (VIP 2) ; p. 87

Table 6 Laboratory methods of soil analyses and summary statistics of reference data ; p. 98

Table 7 Wavelength intervals with highest loadings for the first two axes in the principal component analysis of NIR spectra ; p. 101

Tableau 8 Abondance des 42 genres de nématodes identifiés dans les 9 placettes expérimentales du gradient de contrainte « microclimat du sol » de Pellafol (Isère, France) ; p. 128

Table 9 Summary statistics of basic properties of Ah horizons (composite samples, n = 3 per ecosystem type) ; p. 148

Table 10 Effect of aggregation pathway on physico-chemical properties of soil macroaggregates ; p. 157

Table 11a Predictive efficiency of NIRS for MDS regarding soil chemical variables and associated soil functions, ecosystem services or threats ; p. 193

Table 11b Predictive efficiency of NIRS for MDS regarding soil physical properties and associated soil functions, ecosystem services or threats ; p. 194

Table 11c Predictive efficiency of NIRS for MDS regarding soil biological properties and associated soil functions, ecosystem services, threats ; p. 195

Introduction générale

Introduction générale

« Il est urgent de sauver les sols »

Cette phrase qui aurait pu résonner comme un slogan militant isolé il y a encore quelques années, constituait il y a quelques mois le titre d'un article du prestigieux quotidien français « Le Monde » (Galus, 2008). En cette année 2008, proclamée année internationale de la planète Terre par l'assemblée générale des Nations Unies, le sol, généralement défini comme la couche superficielle de la croûte terrestre, semble enfin trouver une juste reconnaissance parmi les ressources naturelles de notre planète. L'Union Européenne a d'ailleurs engagé au cours de la dernière décennie une profonde réflexion sur l'avenir de la ressource sol de son territoire, considérée comme non renouvelable à court et moyen terme, et particulièrement menacée par les activités humaines et les changements climatiques. Ainsi, une véritable stratégie de conservation des sols est en cours de mise en place à l'échelle continentale (European Commission, 2002; Van-Camp et al., 2004), grâce

notamment aux travaux du bureau chargé de l'étude des sols (ESBN, JRC, Italie) de la Commission Européenne. Ces travaux, associés à ceux du Parlement Européen, ont débouché sur la rédaction d'un projet de directive cadre pour la protection des sols qui pourrait être prochainement adopté (European Commission, 2006a).

« Vers une politique harmonisée pour la protection des sols en Europe »

Cette prise de conscience politique et sociétale, bien tardive comparée à d'autres ressources naturelles comme l'air ou l'eau pour lesquelles des directives cadres existent respectivement depuis 1996 et 2000 en Europe, est néanmoins indispensable afin d'endiguer la dégradation des sols qui n'a cessé d'augmenter au cours des dernières décennies (European Commission, 2006b). La commission européenne reconnaît ainsi aujourd'hui huit principales menaces pour les sols : l'érosion, la diminution de la teneur en matières organiques, la contamination locale et diffuse, l'imperméabilisation, le tassement, la diminution de la biodiversité, la salinisation et les inondations et glissements de terrain. Jusqu'à présent en Europe, seuls neuf États membres possèdent une législation spécifique sur la protection des sols. Cependant, ces lois ne couvrent souvent qu'une seule menace spécifique, comme la contamination des sols. Au niveau de l'Union Européenne, différentes politiques communautaires contribuent à la protection des sols, notamment la politique de l'environnement (dans le domaine de l'air et de l'eau) et la politique agricole (agro-environnement et éco-conditionnalité). Depuis l'adoption de la communication sur la stratégie pour la protection des sols en Europe (European Commission, 2002), des efforts ont été entrepris pour que les sols bénéficient des initiatives de politique environnementale récemment adoptées dans les domaines des déchets, de l'eau, de l'air, du changement climatique, des substances chimiques, des inondations, de la diversité biologique et de la responsabilité environnementale (European Commission, 2006b). Toutefois, la dispersion et le manque de cohérence des mesures de protection des sols existantes rendent urgent l'établissement d'une stratégie et d'une réglementation globale pour la protection des sols au

niveau européen et mondial. Un tel effort réglementaire est en effet indispensable aux vues des faibles résultats obtenus depuis plus de 35 ans par la charte du Conseil de l'Europe en faveur de la protection des sols (European Soil Charter), adoptée en 1972, puis révisée en 2003, et celle de l'organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (World Soil Charter) établie en 1982. D'autres recommandations, comme celle du protocole de Kyoto, visant à protéger et favoriser la fonction puits de carbone des sols, ou celle du protocole sur la protection des sols de la Convention Alpine, visant à préserver les fonctions écologiques des sols montagnards, à empêcher leur dégradation et à en garantir l'utilisation rationnelle, n'ont pas encore eu les effets escomptés sur le terrain. En milieu méditerranéen, la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (UNCCD) a permis des avancées significatives et certains pays directement exposés ont entamé l'adoption de programmes d'action régionaux et nationaux pour lutter contre la menace bien présente de désertification.

« La protection des sols, challenge politico-économique, défi scientifique »

Au niveau mondial, de nombreux pays comme les États-Unis, le Japon, le Canada, l'Australie, le Brésil et plusieurs pays en développement ont déjà mis en œuvre des politiques de protection des sols ambitieuses. Ces pays précurseurs, au delà de la valeur patrimoniale et écologique inestimable des sols intégrée par la majorité des pays signataires des chartes européenne et mondiale, commencent à adopter une vision économique des sols comme un capital naturel, c'est à dire « un ensemble de stocks capables de fournir des services et des flux de services monétarisables au cours du temps », les revenus pouvant être directs ou sous forme d'externalités. Le capital sol est alors considéré comme un ensemble de stocks, qui augmentent ou se déprécient, et qui a un caractère multifonctionnel (Ollivier, 2008). C'est précisément cette vision que tente d'adopter la Commission Européenne en proposant une stratégie tenant compte de l'ensemble des diverses fonctions que peuvent remplir les sols, de leur variabilité, de leur complexité, des différentes menaces

pesant sur eux, et considérant également les aspects socio-économiques (European Commission 2006b). Toutefois, cette vision économique des sols s'applique aujourd'hui plus facilement dans les pays en développement, dont le capital naturel sol représente une part importante de la richesse nationale, et qui ne disposent pas des solutions technologiques mises en œuvre par les pays développés depuis plus d'un demi-siècle pour pallier la dégradation rapide de leurs sols agricoles, forestiers, industriels et urbains.

L'intégration des sols dans les modèles économiques se heurte à la complexité des sols (Ollivier, 2008), véritables carrefours multifonctionnels marqués par une forte hétérogénéité spatiale (Gobat et al., 2003). Il est aujourd'hui impossible de corrélérer avec certitude les caractéristiques physico-chimiques ou biologiques des sols avec la multitude de fonctions qu'ils remplissent, naturelles ou en rapport direct avec l'homme. Ces fonctions sont étroitement reliées à la qualité des sols, une notion subjective dont chaque utilisateur du sol possède une définition originale. Le développement du concept de capital sol exige donc une simplification objective et acceptable par tous de la notion de qualité des sols.

« D'une vision centrée sur le sol à une vision du sol anthropocentrée »

Rendre la notion de qualité des sols opérationnelle apparaît ainsi comme la méthode garantissant au mieux la mise en œuvre d'une politique enfin efficace pour la protection des sols. Pour y parvenir, la complexité des sols évoquée plus haut nécessite de dépasser une ancienne vision du sol centrée sur cet objet. Dans le passé, le sol a souvent été vu à juste titre comme un compartiment interface (physique et vivante) entre la lithosphère et l'atmosphère, en forte relation avec l'eau des précipitations qu'il intercepte et l'eau souterraine qu'il alimente; mais aussi avec l'air atmosphérique, échangeant des gaz et jouant un rôle de médiation vis-à-vis des gaz à effet de serre comme le CO₂, CH₄ et N₂O. Les fonctions du sol étaient définies à travers ses relations établies avec ces autres compartiments : nature, quantité, mode de régulation et réversibilité des échanges (Walter et al., 2002). Les fonctions naturelles du sol étaient alors privilégiées (le sol comme réservoir

de matières organiques et minérales, régulateur des échanges et des flux dans l'écosystème, lieu de transformation de la matière organique, etc. ; Gobat et al., 2003). La plupart des indicateurs du fonctionnement du sol ont donc été construits dans cette logique, où l'activité humaine n'est considérée que comme un facteur parmi d'autres du fonctionnement du sol. Dans ce contexte, les indicateurs fonctionnels développés au prix d'importants efforts de recherche sont souvent difficilement généralisables, de par la complexité et la variabilité spatiale et temporelle des échanges entre systèmes et de leur caractérisation analytique souvent longue et coûteuse (Walter et al., 2002).

Les fonctions du sol peuvent être envisagées selon une autre approche plus pragmatique, centrée sur l'homme et ses besoins vis-à-vis des sols. Le sol constitue en effet une des bases essentielles de la vie humaine, fournissant à l'humanité toute une gamme de services utilisables directement ou indirectement par les sociétés. Ces services peuvent être classés en plusieurs catégories (Gobat et al. 2003 ; Lavelle et al. 2006) : les services de production (le sol est le lieu de la production agricole, forestière et pastorale via la pédogénèse, le recyclage des nutriments et la production primaire), les services de régulation (le sol régule le climat via le contrôle des émissions de gaz à effet de serre, il joue un rôle de réservoir d'eau et participe au contrôle des inondations, décompose les déchets, épure des substances toxiques, protège les plantes contre les maladies, participe au maintien la biodiversité du sol et des végétaux via la dynamique des matières organiques et du réseau trophique du sol et ses nombreuses propriétés physico-chimiques et biologiques), les services culturels (le sol produit des aménités positives : il est un élément constitutif du paysage, contribuant à l'attrait d'un territoire donné et constitue un miroir de l'histoire des civilisations et des cultures). Walter et al. (2002) soulignent que dans le cadre d'une recherche d'indicateurs de la qualité des sols et de ses changements dans le temps et dans l'espace, il semble pertinent de définir les fonctions du sol par rapport aux besoins de l'humanité, les indicateurs ayant alors pour but de détecter des changements du sol qui perturberaient les services rendus par le sol à la société. Si cette approche ne permet pas de choisir plus facilement des indicateurs de qualité des sols, elle permet néanmoins d'éclairer

et d'objectiver la notion de qualité des sols, en replaçant les indicateurs des fonctions du sol en relation avec ses usages. Cette approche anthropocentrée donne finalement un sens plus finalisé et opérationnel à l'indication de la qualité du sol.

« La notion de qualité du sol : pas d'unicité, mais des spécificités »

Comme on l'a indiqué plus haut, la notion de qualité du sol est complexe et profondément subjective. Si la fertilité des sols est définie et étudiée depuis longtemps, car répondant à la fonction première de production des sols recherchée en agronomie, il a fallu attendre 1991 pour que la première définition de la qualité des sols établie par Larson et Pierce apparaisse. Cette définition présente la qualité du sol comme « the capacity of soil to function within its ecosystem boundaries and interact positively with the environment external to that ecosystem ». A travers une telle définition, les auteurs évoquent explicitement les bénéfices que peuvent apporter les sols à leur environnement extérieur. Si leur vision n'était sans doute pas exclusivement anthropocentrée, elle englobait l'ensemble des fonctions et des services rendus par les sols aux sociétés humaines, bien au-delà de la seule fonction de production. De plus les auteurs reconnaissent à travers cette définition que l'unicité de la qualité du sol n'existe pas, de par la diversité des types de sols et des écosystèmes. Au cours des années 90 et 2000, le concept de qualité des sols fut retravaillé et affiné par la communauté scientifique, notamment par l'Association américaine de Science du Sol. En 1994, Doran et Parkin en ont proposé une version plus précise intégrant la diversité des usages du sol, le maintien de la qualité environnementale, de la productivité biologique, et de la santé des plantes, des animaux et de l'humanité. En 1997, Doran et Safley ont différencié santé et qualité des sols, en ajoutant la nécessité pour un sol en bonne santé de fonctionner comme un système vivant. Ces auteurs présentent une vision holistique d'un sol vivant et dynamique dont le fonctionnement dépend de ses caractéristiques propres et des usages que l'homme en fait. En 2004, Eijsackers a défini la qualité des sols comme leur capacité à maintenir un fonctionnement correct grâce à une diversité de processus et d'organismes qui

réalisent ces processus. La qualité des sols est donc présentée comme l'état de santé d'un système écologique complexe, renforçant la vision de Doran et Safley (1997).

Ces définitions, loin de proposer un critère absolu pour évaluer une qualité des sols unique, présentent la qualité des sols comme dépendante de leur variabilité naturelle, de l'usage choisi par les sociétés humaines et du climat qui les environne. Il est donc illusoire de chercher à déterminer un critère de qualité universel pour les sols, il faut plutôt rechercher des critères spécifiques évaluant leur qualité dans un contexte pédologique et d'usage donné. Finalement, seul le choix politique qui impose l'usage du sol, conditionne le choix des critères analytiques et donc des indicateurs pertinents pour l'évaluation de sa qualité.

La vision anthropocentrée des sols et de leur qualité permet de mieux répondre à l'exigence d'évaluation des politiques de protection des sols. Les réglementations fixant des objectifs d'amélioration d'une fonction ou d'un service fourni par les sols à la société, il est plus facile de satisfaire cette commande à travers des indicateurs spécifiques de qualité du sol. De tels indicateurs capables de quantifier et de surveiller dans le temps et l'espace un service fourni par les sols constituent l'enjeu majeur de la recherche sur la qualité des sols.

« L'enjeu scientifique : des indicateurs spécifiques économiquement viables »

Comme l'ont souligné Walter et al. (2002 ; cf. ci-dessus), l'approche des sols centrée sur l'homme ne permet pas de choisir plus facilement des indicateurs de leur qualité. Le choix des critères analytiques, bien que mieux encadré lors de l'évaluation d'un service fourni par les sols à la société, reste encore aujourd'hui un véritable challenge scientifique.

Dès 1991, Larson et Pierce ont proposé un set minimum de propriétés physico-chimiques à examiner (minimum data set, MDS) pour déterminer la qualité d'un sol. Doran et Parkin (1994), puis Doran et Safley (1997), bien conscients de la dimension vivante des sols ont proposé de rajouter quelques propriétés biologiques à ce MDS comme le carbone microbien ou la respiration du sol. Les écologues du sol ont poussé cette logique encore plus loin en proposant des indicateurs biologiques rendant compte de l'état et du fonctionnement

biologique des sols, basés sur l'étude des communautés de faune du sol comme les lombricidés, les collemboles ou encore les nématodes. Ces approches de bioindication du sol, bien au-delà de l'information en relation avec la biodiversité du sol qu'elles apportent, ont prouvées leur efficacité pour évaluer l'impact de pollutions locales et diffuses des sols, ou évaluer l'impact de différentes pratiques agricoles sur la qualité des sols (e.g. Bongers et Ferris, 1999). En France, elles constituent une piste de recherche encouragée par l'ADEME depuis plusieurs années à travers son programme sur les bioindicateurs.

En 1992, Haberern a appelé la communauté scientifique à rechercher une méthode permettant d'agréger les variables MDS en un indice global de qualité des sols. Dès lors, des équipes de chercheurs, encore très nombreuses aujourd'hui ont tenté de mettre au point un tel outil universel, prenant en compte la dimension physique, chimique et biologique des sols (e.g. Zornoza et al., 2007). Bien que très utiles et constituant une réelle avancée, les MDS et ces indicateurs universels rendent compte d'une qualité globale des sols ; ils sont difficilement transposables à des types de sol et des usages différents, et sont bien loin de quantifier la réalisation par les sols d'un service ou d'une fonction attendue par les sociétés humaines.

Au cours des années 2000, avec le progrès de la vision anthropocentrée des sols, certains indicateurs non plus globaux, mais spécifiques ont commencé à voir le jour. Une approche prometteuse a été proposée par Andrews et al. (2004). Les auteurs ont affecté chaque variable d'un MDS à une fonction particulière remplie par les sols en lien avec les objectifs de gestion du territoire. Dès lors, un indice spécifique de qualité peut être calculé, rendant compte de la réalisation de cette fonction importante dans le cadre de l'utilisation du sol préconisée par les choix politiques. Velasquez et al. (2007), ont proposé un indicateur général de qualité du sol (GISQ) basé sur la fourniture par les sols de services pour la société. Bien que le but ultime de cette approche soit le calcul d'un indice global de qualité du sol, cette approche GISQ possède une étape de calcul d'un ensemble de sous-indicateurs spécifiques correspondant chacun à un service rempli par les sols. Comme dans l'approche de Andrews et al. (2004), l'approche GISQ affecte certaines variables d'un MDS à

un service du sol particulier rendu aux sociétés humaines. Ces variables sont ensuite agrégées en un sous-indicateur spécifique correspondant à ce service, dont les valeurs sont finalement standardisées entre 0.1 et 1. Des valeurs fortes de ces sous-indicateurs spécifiques indiquent une qualité du sol optimale pour un service donné. Un même sol peut donc avoir une qualité excellente pour un service, et une qualité insuffisante pour un autre. Cette année, une autre approche a été proposée par Morvan et al. (2008). Ces auteurs ont affecté certaines variables d'un MDS directement aux principales menaces pesant sur les sols identifiées par la Commission Européenne. Bien que cette étude ne propose pas le calcul d'indices spécifiques de qualité du sol en relation avec une menace particulière, il est tout à fait envisageable de calculer une batterie d'indicateurs spécifiques quantifiant chaque menace sur le modèle des approches de Andrews et al. (2004) ou de Velasquez et al. (2007).

Toutefois, même si la recherche scientifique est aujourd'hui capable de fournir des indicateurs spécifiques de qualité des sols, ces indicateurs ne sont pas encore directement applicables à tous les types de sol et modes d'utilisation des terres, en raison de l'absence de valeurs seuils de référence. La connaissance de ces valeurs de référence constitue un enjeu important de la recherche sur la qualité des sols. De plus, une autre étape non moins importante de standardisation et de normalisation internationale des indicateurs devra être conduite avant de pouvoir les utiliser en routine, à l'instar des efforts de normalisation engagés depuis près de 20 ans pour les méthodes analytiques de détermination des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (normes NF, ISO). Cette étape de normalisation devra statuer sur la méthode d'agrégation des variables MDS, ainsi que sur la finalité des indicateurs de qualité (quantification de fonctions, services ou de menaces pesant sur les sols), puis valider les capacités des indicateurs choisis, pour chaque type et usage de sol.

Enfin, outre le difficile choix des indicateurs et le manque de connaissance concernant les liens entre caractéristiques et fonctions du sol, un autre obstacle majeur limite la mise en œuvre d'une réelle politique de protection des sols depuis près d'un demi-siècle :

la mesure des propriétés du sol est souvent longue et coûteuse. Or, le calcul d'indices de qualité des sols nécessitent la détermination de nombreuses propriétés, les MDS ne justifiant parfois plus vraiment leur nom (la méthode GISQ exige la quantification de 54 variables pour le calcul de cinq sous-indicateurs spécifiques). De telles analyses peuvent prendre plusieurs mois et la détermination de certaines propriétés biologiques est particulièrement difficile à obtenir, peu de laboratoire certifiés proposant ces analyses en routine. Les approches de bioindication sont donc aujourd'hui trop souvent limitées à des recherches fondamentales, sans application possible en routine. Ces difficultés analytiques pour l'ensemble des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols limitent drastiquement le nombre d'échantillons de la plupart des études, ce qui peut poser d'importants problèmes de représentativité des résultats en raison de la forte variabilité spatiale des sols. De plus, ces lourdes investigations ne peuvent être répétées avec une fréquence qui permettrait de détecter suffisamment tôt des modifications éventuelles de la qualité des sols vis-à-vis de certaines fonctions, services ou menaces.

Il est donc urgent de développer des méthodologies fiables, rapides et économiquement viables pour l'indication spécifique de la qualité des sols.

Objectifs

L'objectif général de cette thèse est d'identifier des indicateurs permettant de surveiller en routine les modifications de la qualité fonctionnelle de sols forestiers soumis à des contraintes climatiques et anthropiques intenses.

Pour cela, il est nécessaire de :

- Etablir le lien entre qualité et fonctionnement du sol, au niveau physique, chimique et biologique ;
- Disposer de conditions expérimentales permettant de contrôler les contraintes ;
- Identifier les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol les plus pertinentes pour suivre la qualité fonctionnelle du sol dans chaque situation ;
- Identifier des méthodes robustes permettant d'agréger l'information analytique en indicateurs fonctionnels de qualité ;
- Evaluer les modifications de ces indicateurs sur des échelles d'espace et de temps.

La finalité de ce travail est la mise au point d'une méthodologie opérationnelle permettant d'évaluer la qualité des sols de manière fiable, rapide, économique, et intégrant leur fonctionnement biodynamique vis à vis de contraintes climatiques et anthropiques.

Concept de qualité du sol utilisé dans cette thèse

« Le sol dans cette thèse »

Seules les couches superficielles du sol sont étudiées dans cette thèse : elles constituent l'épisolium humifère. Un horizon du sol superficiel est particulièrement privilégié : l'horizon A. Cet horizon synthétise la position du sol dans l'écosystème : un écotone entre le monde organique et le monde minéral. L'horizon A constitue en effet une interface entre les horizons organiques de surface au contact de la biocénose aérienne (litière intacte, fragmentée et humifiée) et les horizons minéraux de profondeurs, au contact de la roche-mère. Cet horizon A est au centre des processus du sol car il possède une exclusivité terrestre : le complexe argilo-humique (Gobat et al., 2003). La complexité du sol et ses composantes physique, chimique et biologique sont abordées alternativement par deux approches complémentaires. Une approche réductionniste permet d'étudier en détail certains processus et certaines propriétés des sols ; une approche holistique permet de replacer ces processus et ces propriétés dans un contexte plus global.

« Une vision des sols anthropocentrée »

La vision des sols centrée sur l'homme présentée plus haut est adoptée dans cette thèse. Le sol est envisagé sous l'aspect de ses rapports directs avec l'homme, ou plutôt de la diversité de ses rapports directs avec les hommes, dont les besoins vis à vis des sols sont parfois fortement contrastés. Le sol est donc compris comme une ressource pour l'humanité, non renouvelable à l'échelle de la vie humaine. La qualité des sols est interprétée comme leur capacité à fournir les services que les hommes attendent, ou bien comme leur capacité à remplir les fonctions que la société humaine a choisi pour eux, ou encore comme la capacité des sols à résister à une menace ou à recouvrer son état initial après une contrainte d'origine anthropique ou climatique.

« Qualité fonctionnelle des sols : des constituants aux fonctions »

Afin de parvenir à notre objectif d'identification d'indicateurs performants pour les qualités spécifiques des sols, il est indispensable d'arriver préalablement à une compréhension suffisante de la complexité des sols, à l'origine de leurs propriétés originales et finalement de leurs fonctions utilisées par l'humanité.

Le sol est formé par l'assemblage de différentes ressources : des composants inertes et des êtres vivants (Lavelle et Spain, 2001 ; Gobat et al. 2003). Les composants inertes sont des constituants minéraux souvent issus de la roche-mère sous-jacente, des constituants organiques souvent issus de la végétation, mais aussi la solution du sol, une eau enrichie en ions et en molécules minérales et organiques, et enfin l'atmosphère du sol constituée de gaz libres et dissous, souvent riche en CO₂. Les êtres vivants constituent la composante organique vivante des sols : il s'agit de la microflore (bactéries, champignons, algues) et de la faune du sol (protozoaires, nématodes, gastéropodes, arthropodes, annélides, mammifères, etc.).

Au cours de la formation des sols ou pédogénèse, différents processus (altération de la roche-mère et dissolution d'éléments minéraux, décomposition des constituants organiques inertes, agrégation physique et biologique des constituants organiques et minéraux, etc.) confèrent aux sols des propriétés originales comme une texture, une structure, une porosité, un pédoclimat, un régime hydrique, une capacité d'échange cationique, un taux de saturation, un potentiel d'oxydoréduction (Gobat et al., 2003). Ces propriétés traduisent un état d'équilibre du sol et de ses ressources avec les facteurs environnementaux à un instant donné. Elles évoluent donc selon des pas de temps et des échelles variables sous l'effet des processus naturels internes aux sols cités plus haut et de contraintes extérieures (climatiques ou anthropiques) qui affectent ces processus.

Dans notre vision des sols centrée sur l'homme, ressources et propriétés des sols sont responsables de la réalisation de fonctions bénéfiques aux sociétés humaines par les sols, qui déterminent au final leur qualité spécifique. Karlen et al. (1997) ont présenté une série de cinq fonctions essentielles du sol bénéfiques à l'humanité, reprises par Gros dans sa thèse (2002) :

- Soutenir une activité, une diversité et une productivité biologiques ;
- Réguler et fractionner les flux d'énergies et d'eau ;
- Filtrer, réguler, dégrader, immobiliser et détoxiquer les éléments organiques et inorganiques produits par les dépôts anthropiques ;
- Approvisionner et permettre le cycle des nutriments et des autres éléments ;
- Fournir un support aux structures socio-économiques et une protection pour les trésors archéologiques associés avec les habitations humaines ;
- On pourrait aussi rajouter la fonction de puits de carbone (régulation du climat) mise en avant depuis le protocole de Kyoto en 1997.

En 2004, Andrews et al. ont tenté d'associer ces fonctions du sol à trois objectifs de gestion des sols et des territoires (production biologique, recyclage des déchets, protection environnementale ; Tableau 1). Leur démarche montre que les fonctions essentielles du sol

et donc les qualités spécifiques exigées pour un sol varient avec le mode d'utilisation des terres choisi par la société humaine, conditionnant finalement le choix des indicateurs de qualité adaptés.

Tableau 1 Objectifs de gestion potentiels et fonctions du sol associées en vue de sélectionner des indicateurs de qualité du sol adaptés (d'après Andrews et al., 2004)

Objectif de gestion		Fonction du sol
Production biologique		Cycle des nutriments
Recyclage des déchets		Relations avec l'eau
Protection environnementale		Support et stabilité physique
		Epuration, pouvoir tampon
		Résistance et résilience
		Habitat et biodiversité

Le tableau 1 illustre également les difficultés qui peuvent parfois apparaître lors de l'établissement des fonctions indispensables à la réalisation d'un objectif de gestion. En effet, nombre d'écologistes mais aussi d'écologues du sol n'oublieront pas de souligner qu'une production biologique durable nécessite un sol performant pour la fonction d'habitat et de biodiversité.

Au final, il apparaît que les fonctions du système écologique sol bénéfiques aux sociétés humaines constituent un ensemble dynamique résultant de multiples processus d'interaction entre ressources inertes et vivantes des sols évoluant dans le temps et l'espace sous l'effet de contraintes climatique et anthropique extérieures au système.

« Bilan : qualité fonctionnelle = résilience et résistance des processus »

Dans cette thèse, nous nous attacherons donc à aborder une qualité fonctionnelle des sols, c'est à dire une qualité des sols bénéfique aux sociétés humaines via la production de fonctions et de services utilisables directement ou indirectement par l'homme. Ces fonctions et services rendus par les sols trouvent leur origine dans une série de processus physiques, chimiques et biologiques comme la décomposition, l'agrégation et la bioturbation, se déroulant dans les sols à des échelles temporelle et spatiale très variables. La qualité fonctionnelle des sols correspond finalement à la bonne réalisation des différents processus garantissant la réalisation des fonctions attendues par l'humanité. Ces processus étant sensibles aux contraintes extérieures, la bonne qualité d'un sol nécessite leur résistance ou leur résilience face à des conditions environnementales changeantes sous l'effet du climat ou de l'homme. La composante biologique des sols catalysant la plupart des processus, la diversité et la redondance des chaînes trophiques du sol et les interactions entre les différentes sphères d'activités du sol (porosphère, drilosphère, agrégatosphère, détritosphère et la rhizosphère ; Beare et al., 1995), très impliquées dans la réalisation des processus, pourraient favoriser la résilience et la résistance des processus face aux modifications environnementales, favorisant ainsi une qualité durable des sols.

Démarche expérimentale adoptée : des processus sous contraintes

Dans cette thèse, nous avons choisi d'étudier la résilience de certains processus contribuant à la qualité fonctionnelle de sols forestiers face à des contraintes intenses afin d'en identifier des indicateurs robustes et opérationnels. Deux types de contraintes constituant d'importantes menaces pour les écosystèmes forestiers montagnards et méditerranéens sont abordées :

- **les incendies de forêt**, menace très présente en milieu méditerranéen et pouvant frapper les milieux montagnards comme on l'a vu lors de l'épisode caniculaire de l'été 2003 dans la région grenobloise (Isère, France). Ce facteur écologique bien connu (Rundel, 1981) est aujourd'hui une menace d'origine bien souvent anthropique, affectant la ressource sol tant au niveau de son fonctionnement physique, chimique et biologique, que de sa fonction puits de carbone.
- **les modifications de microclimat du sol**, engendrées par les changements climatiques. Ces variations pédoclimatiques constituent une des principales inconnues vis à vis du fonctionnement global des sols et de leur fonction puits de carbone en lien avec leurs émissions de gaz à effet de serre.

« Gradients de contraintes facilitant l'étude des processus contrôlant la qualité du sol »

L'analyse des processus du sol est souvent rendue complexe dans les écosystèmes forestiers, du fait de la forte variabilité spatiale des sols dans ce type d'écosystèmes. Par conséquent, et afin de minimiser les erreurs souvent observées lors d'études axées sur les processus (Lal, 2005), il convient d'adopter une démarche expérimentale judicieuse permettant de révéler les facteurs contrôlant réellement les changements observés dans les processus étudiés. Dans cette thèse, nous avons utilisé des gradients spatiaux de contrainte maximisant la constance des facteurs d'état, (ou facteurs de l'environnement) au sens du modèle conceptuel de Hans Jenny. Ces facteurs d'état déterminent les propriétés des écosystèmes à un instant donné permettant la réalisation de processus, fonctions et services associés (Amundson et Jenny, 1997) :

propriétés de l'écosystème = f (climat, organismes, topographie,
roche mère, temps, humains, etc.)

Pour chacune des deux contraintes étudiées (modification du régime de feux et changement de microclimat du sol), des sites d'études inscrits dans un gradient de la contrainte, mais possédant un maximum de facteurs d'état identiques (e.g. caractéristiques géologique, topographique, édaphique, etc.) ont été sélectionnés.

« Un gradient d'incendies de forêts, dans le massif des Maures (Var, France) »

La première partie de la thèse aborde l'effet des incendies sur la qualité fonctionnelle des sols forestiers. Ce travail fait partie du projet IRISE coordonné par M. Vennetier (Cemagref Aix-en-Provence) et a été mené en collaboration avec R. Gros (IMEP Marseille) et S. Czarnes (LEM Lyon). N. Cassagne et J.J. Brun ont coordonné les travaux de l'Unité

Ecosystèmes Montagnards du Cemagref Grenoble dans ce projet. Pour cette thèse, l'objectif principal consiste à identifier des indicateurs opérationnels des principales menaces pesant sur la ressource sol dans un contexte d'incendies de forêts répétés.

Les écosystèmes méditerranéens ont été fortement modifiés depuis des millénaires par les activités humaines au cours de périodes intensives et extensives d'utilisation des terres (Le Houérou, 1990 ; Perez et al., 2003). Durant les dernières décennies, principalement dans la partie Nord du bassin méditerranéen, beaucoup de territoires ont été abandonnés à l'occasion de la révolution industrielle et de l'exode rural qui a suivi (Tatoni et Roche, 1994 ; Pausas, 2006). L'abandon des terres a provoqué d'importants changements dans la structure du paysage (Perez et al., 2003). Il est reconnu que ces changements d'utilisation des terres, sans négliger l'impact des changements climatiques, ont joué un rôle conséquent dans les changements de régimes de feux (Buhk et Hensen, 2006 ; Pausas, 2006). En effet, bien que les incendies en forêts méditerranéennes soient des perturbations historiquement ancrées dans la dynamique naturelle des écosystèmes, la superficie des zones brûlées a dramatiquement augmenté ces dernières décennies (Perez et al., 2003). En 2003, les incendies ont parcouru près de 70 000 hectares pour l'ensemble des 15 départements français du littoral méditerranéen, dont plus de 25 000 ha en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA). Le feu constitue donc une des perturbations les plus importantes dans les régions méditerranéennes et exerce un rôle décisif dans la dynamique et la structure des écosystèmes (Sousa, 1984 ; Montes et al., 2004) en fonction de leur capacité de résilience après la perturbation feu. La fréquence des feux n'a jamais été aussi élevée depuis les 100 dernières années. Or, suite à des incendies répétés, la capacité de régénération végétale peut être totalement inversée (Diaz-Delgado et al., 2002).

Dans les sites fréquemment brûlés, l'érosion et le brûlage appauvrissent progressivement le sol en matière organique. La diversité et la biomasse microbienne s'en trouvent également appauvries par une réduction de la disponibilité de la matière organique et des flux d'éléments minéraux (Hart et al., 2005 ; Cassagne et al., 2008a). Au sens des menaces pour les sols listées par la Commission Européenne (2006), les sols

méditerranéens semblent donc particulièrement vulnérables à la perte de matière organique et à la diminution de l'activité biologique (perte de biodiversité). Un des enjeux de la première partie de cette thèse consiste donc à identifier des indicateurs spécifiques des ces deux menaces.

La zone d'étude choisie pour le projet IRISE se situe dans l'Est du massif des Maures, au Sud-Est de la France, dans le département du Var (Figure 1). Ce massif de petite montagne bordant la mer Méditerranée présente une série de trois crêtes culminant entre 400 m et 750 m, orientées Est-Ouest, séparées par des vallées encaissées présentant des versants en pente forte.

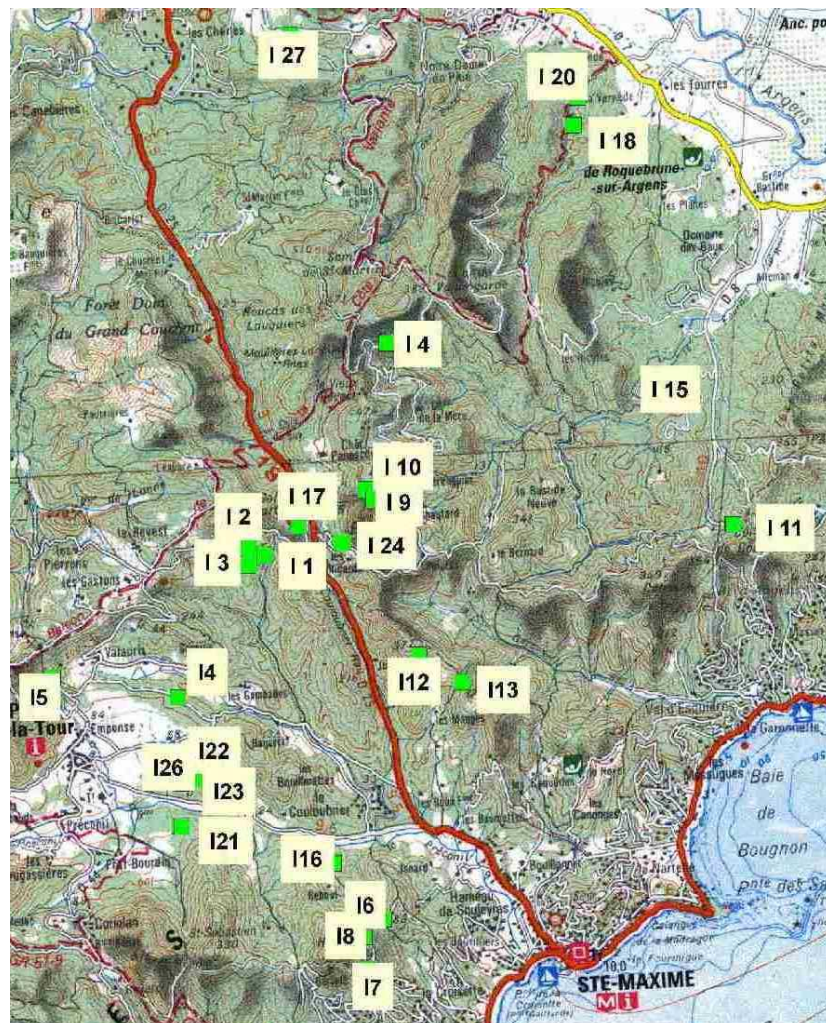


Figure 1 Situation géographique des placettes du projet IRISE (impact environnemental des incendies de forêts) dans le massif des Maures (Var, France ; d'après Vennetier et al., 2008)

Le climat est de type méditerranéen, caractérisé par des hivers doux et humides, des étés chauds et très secs (2 à 3 mois secs), et des maxima de pluies en automne et printemps. La température moyenne annuelle varie de 14.5°C au niveau de la côte à 12°C dans le cœur du massif en altitude. La pluviométrie moyenne dans le massif est de 900 mm/an mais sa variabilité interannuelle est très forte (300 à 1800 mm).

Dans le cadre de ce travail de thèse, trois modalités de feu ont été retenues en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu (time since last fire, TSLF en anglais) pour un total de 25 placettes : cinq parcelles non brûlées depuis 1950 (parcelles témoins, Figure 2a), dix parcelles non brûlées depuis 1990 ans (feux anciens, Figure 2b), dix parcelles brûlées en 2003 (feux récents, Figure 2c). Le tableau 2 indique le numéro des placettes de chaque catégorie, correspondant à la carte de la figure 1, ainsi que la date des perturbations renseignées pour chaque site d'étude depuis les années 1950.



Figure 2 Illustration des trois modalités d'incendies retenues dans cette thèse : placette témoins non incendiées depuis 1950 (a) ; placettes non incendiées depuis 1990 (b) ; placettes incendiées en 2003 (c). Photos : N. Cassagne

Pour limiter l'influence d'autres paramètres que le régime de feux sur la variabilité des sites d'étude, les placettes sélectionnées présentent des caractéristiques très homogènes sur le plan des facteurs de l'environnement :

- Une zone d'étude réduite et une gamme d'altitudes peu étendue (100–450m) pour bénéficier de conditions climatiques homogènes ;
- Un seul type de roche-mère et un seul type de sol ;
- Des sites exposés très majoritairement à l'Est ou à l'Ouest (bilan radiatif neutre) ;
- Des situations de pentes moyennes représentatives de ce type de relief, seules deux placettes « témoins » (faible perturbation par les incendies) étant en terrain plat ou peu pentu, en raison du choix limité pour cette modalité.

Tableau 2 Modalités de la perturbation « feux de forêts » dans le dispositif expérimental IRISE du massif des Maures (Var, France ; d'après Vennetier et al., 2008)

Modalité	N° placette	date des feux
Feux récents	1	2003/90/70/64
Feux récents	2	2003/90/70/64
Feux récents	3	2003/90/70/64
Feux récents	4	2003 / 90 / 64
Feux récents	5	2003 / 90 / 70
Feux récents	11	2003 / 64
Feux récents	12	2003 / 81
Feux récents	13	2003 / 81
Feux récents	14	2003 / 70
Feux récents	15	2003 / 62
Feux anciens	6	90 / 85 / 70
Feux anciens	7	90 / 85 / 70
Feux anciens	8	90 / 85 / 70
Feux anciens	9	90 / 78 / 62
Feux anciens	10	90 / 78 / 62
Feux anciens	16	90
Feux anciens	17	90 / 62
Feux anciens	18	90 / 64
Feux anciens	20	90
Feux anciens	24	82
Témoin	21	Non brûlé depuis 1950
Témoin	22	Non brûlé depuis 1950
Témoin	23	Non brûlé depuis 1950
Témoin	26	Non brûlé depuis 1950
Témoin	27	Non brûlé depuis 1950

Au niveau de la géologie des sites d'étude, l'ensemble des placettes est situé sur des gneiss (le plus souvent de type migmatitique), c'est à dire dont le métamorphisme très poussé a provoqué la fusion partielle des roches d'origine, leur donnant une forte ressemblance avec un granite. Le grain de ces gneiss est moyen à grossier, alternant des lits sombres riches en minéraux ferromagnésiens (mica, amphiboles) et des lits plus clairs dominés par le quartz et le feldspath, ces derniers étant nombreux et visibles à l'œil nu.

La variabilité pédologique des placettes expérimentales est assez faible. On retrouve dans l'ensemble du dispositif un sol altéritique développé sur substrat cristallin, qui présente un profil de type A, (B), CR (pH = 6-6.5). L'horizon B est souvent absent dans les sites des modalités de feux anciens et feux récents. La couche de litière (horizons organiques) est le plus souvent de faible épaisseur (1-3 cm), généralement bien différenciée de l'horizon A. L'horizon A est épais de 5 cm, à teneur variable en éléments grossiers (10-30%) et légèrement brunifié. L'horizon B, lorsqu'il est présent, est peu marqué, de 10 à 15 cm d'épaisseur, très peu organique, avec une forte teneur en éléments grossiers (20-40%). L'horizon C rocheux est altéré, de 15 à 25 cm d'épaisseur, à dominante d'éléments grossiers (50-80%), avec passage progressif à la roche-mère. Les sols du gradient de contrainte « feux de forêts » du dispositif IRISE peuvent ainsi être classés comme Cambisols Dystric lorsque l'horizon B est présent ou Leptosols Dystric lorsque l'horizon B est absent (IUSS Working Group WRB, 2006). Aucune des placettes ne présente de strate colluviale significative en surface. La texture est sablo-limoneuse à forte à dominante sableuse dans l'ensemble des placettes. Des affleurements rocheux peu ou non altérés sont présents (5-15%) dans la plupart des placettes, notamment dans les zones les plus incendiées. Ils sont cependant fortement fracturés et se débitent généralement en blocs de 5 à 30 cm de diamètre, permettant la pénétration racinaire.

Pour l'ensemble des placettes, on note un horizon superficiel irrégulier en épaisseur (0.5-3 cm) et de fort recouvrement (40-90%) très structuré en granulés d'ordre millimétrique à centimétrique, issu du démembrement ou de l'érosion des turricules de vers de terre. Cet horizon est mélangé à la litière qu'il recouvre en partie lorsque le sol n'a pas été retourné par

l'activité des grands animaux fouisseurs. Les turricules frais peuvent recouvrir près de 30% de la surface du sol au moment des pics d'activité des lombrics, et contribuent largement à l'enfouissement de la litière. Le labour du sol par les sangliers (5 à 20 cm de profondeur, jusqu'à 70% de la surface totale d'une placette certaines années) contribue à mélanger et homogénéiser les horizons superficiels, et explique en partie l'absence d'horizon B distinct sur certaines zones et la faible épaisseur de litière accumulée en surface. L'activité biologique est donc un des éléments majeurs du fonctionnement de ces sols.

La zone d'étude présente une végétation globalement homogène dans sa composition. Un étage dominant de chênes-liège de 6 à 10 m de haut, plus ou moins clair, domine un maquis dense. Ce maquis est composé majoritairement d'arbousiers et bruyères arborescentes dans les zones non brûlées depuis longtemps, accompagnés par des cistes et du calycotome épineux dans les zones récemment brûlées. Le chêne vert et le chêne blanc sont présents de façon disséminée dans les zones brûlées, et peuvent dominer dans les très rares forêts anciennes. Le pin maritime, jadis dominant dans le massif et formant un étage de futaie au dessus des chênes, a aujourd'hui presque disparu en raison des attaques de la cochenille (*Matsucoccus feytaudi*) et des incendies récurrents. Il reste disséminé sous forme de petits peuplements ne dépassant pas quelques hectares, d'arbres isolés et de jeunes régénérations.

« Un gradient de microclimat du sol, dans le massif du Dévoluy (Isère, France) »

La deuxième contrainte abordée dans cette thèse est la modification des conditions pédoclimatiques, facteur d'état important de la pédogénèse et de l'évolution des sols. Le travail de thèse tente d'identifier des indicateurs pertinents permettant de suivre des changements dans certains processus clés liés à la qualité fonctionnelle des sols sous l'effet de cette contrainte en région de montagne.

Les régions montagnardes occupent environ un quart de la surface globale des continents et fournissent des biens et des services à plus de la moitié de l'humanité (Huber

et al., 2005). Les sols forestiers d'altitude constituent des ressources clés qui fournissent bon nombre de ces services bénéfiques, notamment vis-à-vis des fonctions de production (foresterie) et de puits de carbone (Prichard et al., 2000). Les changements climatiques, sous la forme d'augmentation ou de réduction de la température du sol, de modifications du régime hydrique et d'évènements extrêmes, sont susceptibles d'amplifier les émissions de gaz à effet de serre des sols de montagne (Jandl et Olsson, 2007), les transformant en source ; et de renforcer certaines menaces pour les sols comme la perte de matière organique, l'érosion et le déclin de la biodiversité du sol (Garten et al., 1999 ; European Commission, 2006 ; Cassagne et al., 2008b). Ces menaces sont étroitement associées à des changements possibles dans des processus du sol cruciaux sous des conditions climatiques changeantes. Bien que la décomposition de la matière organique dans les sols et ses interactions avec la composante vivante des sols aient retenu une forte attention au cours des dernières décennies (Heimann et Reichstein, 2008), les conséquences à long terme des changements climatiques sur ce processus restent encore assez incertaines, particulièrement dans les régions froides (Aerts, 2006). De plus, les modifications d'autres processus comme l'agrégation du sol pourraient avoir des effets non négligeables sur les trois menaces précitées pour les sols de montagne, mettant en jeu des possibles rétroactions avec les changements climatiques (Young et al., 1998 ; Bronick et Lal, 2005 ; Matzner et Borcken, 2008). En effet, le processus d'agrégation du sol, en favorisant les interactions entre les composants inertes, vivants, organiques et minéraux des sols, influence de manière significative le stockage durable de matière organique dans les sols ; ainsi que leur érodibilité, via le contrôle de leur stabilité ; et aussi leur composante vivante, en assurant une diversité d'habitats pour les organismes du sol.

Nous avons réalisé notre expérimentation dans les Alpes du sud (massif du Dévoluy). Un site d'étude unique (5 ha) a été choisi afin d'obtenir un gradient spatial climatique possédant un maximum de facteurs d'état constants (Amundson et Jenny, 1997), minimisant

ainsi les risques d'erreurs d'interprétation lors de l'étude des processus des sols forestiers (Lal, 2005).

Le site de Pellafol (Asta et al., 2001) situé à 44°46' N de latitude, 5°52' E de longitude et à une altitude de 1250 m dans la forêt du Bois du Sapey (Pellafol, Isère, France ; Figure 3) a été sélectionné. La température moyenne annuelle de l'air et les précipitations moyennes annuelles dans les deux stations Météo France les plus proches (Pellafol – Les Payas, 930 m et Saint Etienne en Dévoluy – Gendarmerie, 1300 m) sont respectivement 8.6°C, 978 mm et 6.6°C, 1116 mm.

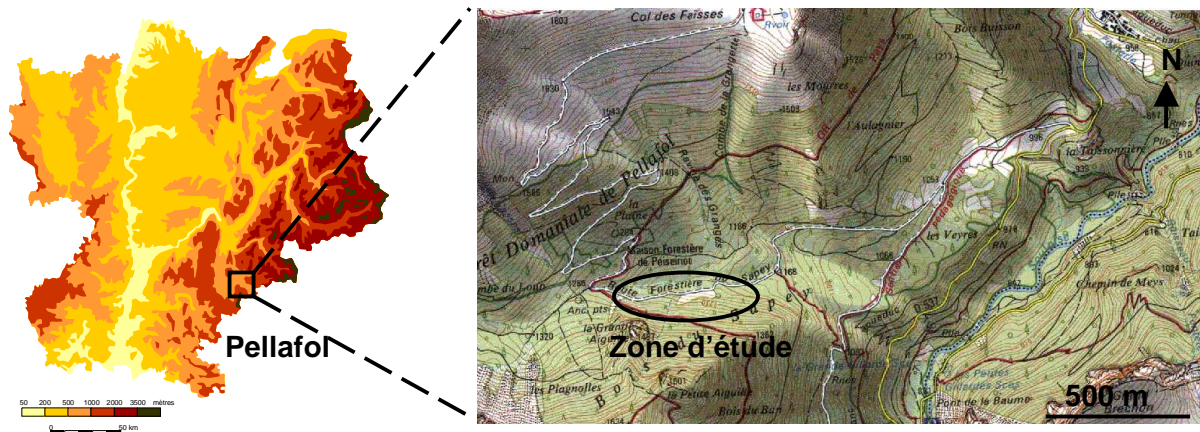


Figure 3 Relief de la région Rhône-Alpes (France) et détail de la zone d'étude du site de Pellafol, dans le massif du Dévoluy (carte IGN).

Ce site comprend trois pinèdes à crochets (*Pinus uncinata*) clairiérées (d'une surface d'environ 0.5 ha chacune) entourées d'une hêtraie-sapinière (*Fagus sylvatica* et *Abies alba*) couvrant un éboulis calcaire stabilisé exposé au Nord à l'étage montagnard (Figure 3 ; Figure 4). Les deux types d'écosystèmes présentent une strate chaméphytique et des types de sols contrastés (Garti, 1980). La strate chaméphytique est dense et typique des régions froides dans les clairières de pinède à crochets avec *Empetrum nigrum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Dryas octopetala* et une forte colonisation par les lichens sur un Cryosol Eutric (IUSS Working Group WRB 2006 ; Legros 2007). Dans la hêtraie-sapinière, la strate

chaméphytique est moins présente, et typique de l'étage montagnard, principalement composée de *Vaccinium myrtillus* et de mousses sur un Leptosol Eutric (IUSS Working Group WRB, 2006 ; Legros, 2007). La zone écotone entre les deux écosystèmes est très étroite (30 m de largeur en moyenne). Elle est dominée par des bouleaux (*Betula pubescens*), avec une strate chaméphytique principalement composée de *Vaccinium vitis-idaea* et *Rhododendron ferrugineum* sur un Cryosol Eutric similaire au sol des clairières de pinède à crochets.

Cet éboulis exposé au Nord est marqué par la faible productivité de ses peuplements. De plus, cette zone a été protégée depuis des décennies, subissant peu d'effets dus aux activités humaines. Donc, le brusque changement de végétation depuis les pinèdes à crochets vers la hêtraie-sapinière semble être induit par des facteurs environnementaux locaux. Des précédentes études ont mis en évidence que le microclimat du sol est le principal facteur contrôlant la distribution des communautés végétales sur le site de Pellafol (Lambert, 1967 ; Garti, 1980). Des circulations d'air entre les blocs calcaires de l'éboulis génèrent un microclimat particulièrement froid dans les clairières de pinède à crochets avec la présence d'un permafrost sporadique (Lambert, 1967 ; Asta et al., 2001). Les températures moyennes annuelles du sol (T_s) dans les pinèdes à crochets sont de -0.2°C dans l'horizon Ah à 30 cm de profondeur. Les circulations d'air sont actives jusqu'à la zone écotone, gelant le sol en hiver avec $T_s = +0.5^{\circ}\text{C}$ à 30 cm de profondeur. Dans la hêtraie-sapinière, le microclimat du sol n'est pas affecté par les circulations d'air et T_s augmente de manière significative ($+4.8^{\circ}\text{C}$ à 30 cm de profondeur), le sol ne subissant aucune alternance gel-dégel dans l'horizon Ah à cette profondeur.

Nous avons sélectionné neuf placettes expérimentales (d'une superficie de 400 m^2 chacune, soit $20 \times 20\text{ m}$) sur le site de Pellafol : trois placettes dans la pinède à crochets (chacune dans une clairière distincte) ; trois placettes dans la hêtraie-sapinière et trois à l'écotone entre les deux écosystèmes (Figure 4).



Figure 4 Situation des neuf placettes expérimentales (20 x 20 m) sur le site de Pellafol (Bois du Sapey, massif du Dévoluy, Isère, France). Photo : L. Cécillon

Toutes les placettes ont la même altitude, la même pente (environ 30%) sur le même éboulis calcaire stabilisé exposé au Nord. Ainsi, d'après Amundson et Jenny (1997), nous obtenons un design experimental avec trois facteurs d'état constants (le climat, la topographie et la roche-mère), deux facteurs d'état quasi-constants (l'impact humain et le temps si nous faisons l'hypothèse d'un état d'équilibre pour les différents écosystèmes) et deux facteurs d'état qui diffèrent entre les placettes: le microclimat du sol et les organismes (la végétation et le réseau trophique du sol), à l'origine de types de sols distincts dans les deux écosystèmes.

Ce gradient spatial climatique soigneusement choisi reflète les ajustements à long terme des écosystèmes aux conditions microclimatiques locales, simulant ainsi les effets à long terme des changements climatiques sur les processus de l'écosystème et du sol (Kueppers et Harte, 2005 ; Becker et al., 2007).

Hypothèses de travail

Nous avons présenté le contexte, l'enjeu et les objectifs de ce travail de thèse relatifs à la recherche d'indicateurs opérationnels de la qualité fonctionnelle de sols forestiers. Nous avons défini la vision de la qualité du sol adoptée dans cette thèse. Nous avons également mis au point une démarche expérimentale adaptée à la réalisation des objectifs de la thèse, basée sur l'utilisation de deux gradients de contraintes. Nous décrivons maintenant les hypothèses que nous avons testé dans le cadre de ce travail, afin de répondre aux objectifs définis plus haut et d'orienter notre démarche de recherche d'indicateurs opérationnels.

(i) Il existe une signature originale au niveau des sols, des modifications environnementales influençant le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

(ii) Cette signature est liée à la qualité des sols et recouvre une partie biologique largement sous-estimée.

(iii) La réflectance du sol résume cette signature et permet sa caractérisation dans des conditions contrastées.

Indicateurs testés dans cette thèse

« Des indicateurs simples et économiques »

Voilà deux qualificatifs qui peuvent sembler bien triviaux et idéalistes pour nombre de pédologues spécialistes des questions de qualité des sols. Ces deux adjectifs résument pourtant l'exigence de la Commission Européenne vis-à-vis des chercheurs en Science du Sol, telle que l'a récemment exprimée son représentant N. De Witt lors du congrès européen Eurosoil 2008. Il semble bien qu'aucune politique efficace –et contraignante– de protection des sols ne pourra être engagée à l'échelle continentale avant cette étape décisive.

La recherche sur la qualité des sols doit donc redoubler d'efforts pour simplifier les indicateurs du sol et les rendre abordables. Pour accomplir cette tâche difficile, on dispose d'un premier élément simplificateur décrit plus haut : l'approche anthropocentrée nous permet de décliner la qualité du sol en une série de fonctions réalisées, de services rendus ou de menaces affectant la ressource sol. Une question importante d'échelle se pose alors, entre une vision orientée menaces, services et fonctions des sols qui demeure holistique

malgré l'objectivation de la notion de qualité des sols qu'elle permet, et les approches réductionnistes des multiples processus du sol permettant la réalisation de ces fonctions. Le défi pour la recherche est donc de positionner habilement l'offre d'indicateurs de qualité du sol à une échelle qui permette de rendre compte du maximum de processus du sol sans engendrer la mesure forcément coûteuse d'une pléthore de paramètres physiques, chimiques et biologiques. Les centres de recherche les plus en pointe dans le domaine de la qualité des sols comme l'Université de Cranfield (Grande Bretagne) ont d'ores et déjà intégré cette dimension opérationnelle des indicateurs et développent désormais des indicateurs délivrant des informations directement utilisables par les acteurs concernés par la qualité des sols (B. Jones, pers. com.).

« Deux indicateurs testés : un indicateur physique et un bioindicateur »

Suivant nos hypothèses décrites ci-dessus, nous avons décidé de rechercher dans le cadre de ce travail des indicateurs permettant de rendre compte d'une signature des modifications environnementales affectant les sols. Nous avons choisi de tester et de développer deux approches distinctes, encore peu utilisées pour l'évaluation de la qualité des sols forestiers. Ces indicateurs ont été sélectionnés pour leur capacité à synthétiser l'information de multiples paramètres appartenant aux MDS de qualité des sols décrits plus haut, à rendre compte de processus essentiels des sols ainsi que de leur résilience et résistance face aux contraintes, ou encore à quantifier la fourniture d'un service écosystémique du sol particulier.

Un premier indicateur faisant intervenir une mesure physique sur des échantillons de sol a été testé et développé. Il s'agit de la spectroscopie proche infrarouge (SPIR ou NIRS en anglais). Cet outil analytique permet de prédire, après une phase de calibration, de nombreuses propriétés du sol à partir d'une simple mesure de réflectance d'un échantillon de sol (cf. définition plus bas). Dans cette thèse, les applications de l'outil SPIR pour

l'indication de la qualité fonctionnelle des sols sont tout particulièrement revues et développées en profondeur (introduction générale ; partie 1 ; partie 2 et conclusion générale de la thèse). Cet outil semble en effet répondre parfaitement aux deux critères décrits ci-dessus : simplicité et économie. L'efficacité de nouveaux développements de cette technique sont testés pour la prédiction de la qualité globale et spécifique des sols.

On a vu précédemment que les organismes du sol jouent un rôle important dans la réalisation des processus du sol au sein de différentes sphères d'activités (Beare et al., 1995). De plus la redondance fonctionnelle qui caractérise souvent la biodiversité du sol confère au sol (jusqu'à un certain seuil) une résistance et une résilience aux contraintes pour les processus auxquels elle contribue. Une des hypothèses fortes de ce travail est que la signature des modifications environnementales au niveau des sols, incorpore une part biologique importante. Afin de mieux appréhender le rôle crucial de la composante vivante des sols dans l'amélioration de leur qualité fonctionnelle, un deuxième indicateur a été mis en oeuvre au cours de cette thèse. Il s'agit en fait d'une série d'indicateurs basés sur l'analyse des communautés de nématodes libres du sol (microfaune) : un bioindicateur. Cet outil biologique a déjà été utilisé avec succès pour identifier des sols pollués sur d'anciennes friches industrielles, mais aussi pour rendre compte de l'impact de différentes pratiques agricoles sur la qualité des sols (Bongers et Ferris, 1999). De plus, cet indicateur permet de rendre compte des voies principales de décomposition (fongique ou bactérienne) de la matière organique dans les sols (Ferris et al., 2001), processus important contrôlant les stocks de matière organique et de nombreuses fonctions des sols. Pour autant, il est vite apparu au cours de la thèse que cet indicateur, bien qu'assez simple à mettre en oeuvre après une solide formation, se montre très dépensier en temps. Cet indicateur a donc été moins approfondi que l'outil SPIR dans ce travail, en attendant la mise au point de méthodes moléculaires qui permettront sa mise en oeuvre opérationnelle. Nous présentons donc rapidement les potentialités de ce bioindicateur à partir de résultats obtenus dans un des deux gradient de contrainte : les modifications de microclimat du sol (partie 2 de la thèse).

Présentation de la spectroscopie proche infrarouge

L'indicateur de qualité des sols prioritairement exploré dans cette thèse est la spectroscopie proche infrarouge (SPIR). La plupart des chapitres traitant du développement de cet outil analytique afin de le rendre opérationnel pour l'indication de la qualité fonctionnelle des sols, sont rédigés en langue anglaise. Par conséquent, il semble impératif de présenter dans l'introduction générale de ce travail, les principales caractéristiques méthodologiques de la SPIR en langue française, ce qui facilitera par la suite la lecture de la thèse.

« Principes physiques de la spectroscopie »

Le spectre électromagnétique s'étend des rayons gamma aux ondes radio. Il comprend notamment la gamme spectrale de la lumière visible. Les ondes électromagnétiques se propagent à la vitesse de la lumière (c) avec des fréquences (ν) ou des longueurs d'ondes (λ) qui varient en fonction du domaine spectral selon la formule :

$$v = c / \lambda$$

L'énergie E transportée par ces ondes est directement proportionnelle à leur fréquence :

$$E = h \cdot v \quad (\text{h est la constante de Planck})$$

Les longueurs d'onde les plus courtes correspondent ainsi à des domaines très énergétiques (rayons gamma), et les grandes longueurs d'onde, à des énergies plus faibles (ondes radio). Ces rayonnements, lorsqu'ils rencontrent la matière, interagissent avec elle en lui transférant de l'énergie. De tels échanges énergétiques sont possibles uniquement lorsque l'énergie apportée par le rayonnement correspond exactement à l'énergie nécessaire à une molécule ou à un atome pour changer de niveau énergétique. Lorsqu'il a lieu, l'échange d'énergie se traduit par une absorption, c'est à dire une diminution de l'intensité du rayonnement qui a traversé ou qui a été réfléchi par la matière. Cette intensité absorbée est reliée à la concentration en composé absorbant dans la matière (Bellon-Maurel et al., 2003). Energie absorbée et rayonnement réfléchi par la matière sont reliés par la relation :

$$A = \log (1 / R)$$

A est l'absorbance ou densité optique (capacité d'un système à absorber la lumière qui le traverse) et R la réflectance (puissance de radiation réfléchie par la surface d'un système divisée par la puissance de la radiation incidente). L'étude de la lumière réfléchie par un objet pour déterminer ses propriétés est l'objet d'une discipline nommée spectroscopie de réflexion diffuse (DRS). Cette technique s'appuie sur l'analyse de la réflectance spectrale (réflectance en fonction des longueurs d'ondes).

« Spectroscopie proche infrarouge (SPIR) »

Dans le domaine spectral du proche infrarouge (PIR) qui s'étend de 800 à 2500 nm, le principal phénomène d'absorption mis en jeu correspond à des changements de niveaux énergétiques touchant aux liaisons moléculaires. Les liaisons organiques qui présentent une forte polarisation et un grand déséquilibre massique sont les plus susceptibles d'être mises en vibration. Grâce à ces vibrations, il est possible d'estimer les teneurs en molécules contenant des liaisons C–H, N–H, O–H, c'est à dire la plupart des molécules biologiques (Bellon-Maurel et al., 2003). Mais l'interaction entre la matière et le rayonnement électromagnétique optique ne se limite pas à des échanges d'énergie. Elle est également régie par des lois de l'optique géométrique qui modélisent la propagation du rayonnement au sein de la matière. C'est le cas des phénomènes de réflexion, réfraction, diffraction et diffusion optique, qui interviennent lors de toute propagation optique dans un milieu autre que le vide. Dans la plupart des cas, ces phénomènes perturbent le signal en y ajoutant une composante inconnue et variable.

Les bandes d'absorption fondamentales des radiations infrarouges ont lieu dans le domaine du moyen infrarouge, faiblement énergétique. A chaque bande d'absorption fondamentale correspond une série d'harmoniques qui apparaissent à des fréquences multiples (double, triple, quadruple) de la fréquence fondamentale. Par exemple, pour une fondamentale dans le moyen infrarouge à la longueur d'onde 3448 nm (nombre d'onde 2900 cm^{-1}), apparaissent dans le proche infrarouge une première harmonique à 1724 nm (nombre d'onde 5800 cm^{-1}) et une deuxième harmonique à 1150 nm (nombre d'onde 8700 cm^{-1} , d'après Bellon-Maurel et al., 2003). De plus, les vibrations de plusieurs liaisons peuvent interagir dans une même molécule et donner lieu à des bandes qui apparaissent à des fréquences qui correspondent à des combinaisons linéaires des fondamentales. Le spectre proche infrarouge est ainsi constitué de ces bandes de combinaisons (dans les longueurs d'onde élevées) et d'harmoniques (longueurs d'onde faibles).

La connaissance et la prise en compte de tous les phénomènes physiques relatifs au domaine spectral proche infrarouge sont essentiels lors du développement d'applications SPIR (Roger, 2005) :

(i) Les phénomènes physiques pouvant perturber le signal doivent être contrôlés au maximum lors de l'acquisition des spectres. Par exemple, en analyse de routine proche infrarouge, les spectres sont fortement affectés par la granulométrie de l'échantillon, l'absorption s'accroissant lorsque la granulométrie augmente. Il en est de même avec la teneur en eau et la température des échantillons qui influencent de manière significative le signal proche infrarouge. Dans ce travail de thèse, l'acquisition des spectres a été réalisée au laboratoire, ce qui permet d'éviter les perturbations lumineuses fréquentes lors d'acquisitions réalisées sur le terrain. Les échantillons ont été placés dans une coupelle en quartz (transparent au signal PIR) sur le module « sphère d'intégration » d'un analyseur SPIR Antaris II de marque Thermo-electron. Le volume de sol introduit dans la coupelle étant identique à chaque mesure, le trajet optique a été considéré comme constant. Le problème de variation de granulométrie des échantillons a été résolu par le broyage fin (250 μm , sans échauffement de la matière à l'aide d'un broyeur Retsch ZM 200) des échantillons préalablement tamisés à 2 mm. Enfin la teneur en eau et la température des échantillons ont été standardisés: les poudres ont été séchées la veille de l'analyse à l'étuve (55°C) puis refroidies dans un dessiccateur à température ambiante (environ 22°C) préalablement à la mesure. Le bruit d'acquisition souvent observé en spectroscopie de réflexion diffuse a été minimisé par deux stratégies : augmentation du nombre de scans servant au calcul du spectre moyen de chaque échantillon ; diminution de la résolution spectrale (passage d'une résolution de 2 cm^{-1} à 8 cm^{-1}).

(ii) Le signal proche infrarouge est un signal souvent plus complexe que celui d'autres domaines du champ électromagnétique. Cette complexité est due à la faible intensité des pics d'absorption des bandes de combinaisons et d'harmoniques ainsi qu'à leur fort taux de recouvrement. Les faibles intensités des pics sont dues au faible pouvoir d'absorption (ou coefficient d'extinction) dans le domaine PIR. Une conséquence est que le rayonnement PIR

est nettement plus pénétrant que le rayonnement moyen infrarouge (MIR): quelques centimètres en SPIR contre quelques microns en MIR dans des produits secs. Les bandes de combinaisons et d'harmoniques que l'on retrouve dans le domaine PIR sont plus larges que les fondamentales du domaine MIR et ont un fort taux de recouvrement, ce qui a pour conséquence de donner au domaine PIR des limites de détection souvent supérieures au domaine MIR. Le proche infrarouge est donc bien adapté au dosage des composants majoritaires dans la matière (comme l'eau, la matière grasse et les protéines dans les produits agricoles). Pour dépasser la complexité du signal proche infrarouge, les études SPIR utilisent des techniques mathématiques puissantes pour analyser le signal. Dans cette thèse, nous avons principalement utilisé deux techniques d'analyses de données multivariées : l'analyse en composante principale (PCA) ; et la régression partielle aux moindres carrés (PLS), que nous détaillons ici plus en détail, puisque son usage en Science du Sol est beaucoup moins courant que la méthode d'analyse exploratoire des données PCA.

« Régression PLS : une méthode d'apprentissage pour quantifier les propriétés du sol à partir de spectres PIR »

Un des principaux intérêts de la technique de SPIR est de pouvoir prédire de nombreuses propriétés chimiques, physiques (Viscarra Rossel et al., 2006) ou biologiques (Reeves et al., 2000) directement à partir du scan d'un échantillon de sol en s'appuyant sur des modèles statistiques. La technique SPIR fournit des jeux de données très volumineux (parfois plus de 6000 variables par échantillon selon la résolution d'acquisition du signal). Dans notre cas, les variables (i.e. longueurs d'onde) sont par nature très corrélées car nous mesurons un spectre qui possède une certaine continuité : le signal mesuré à une longueur d'onde donnée est très dépendant de ceux mesurés aux longueurs d'onde voisines (Roger, 2005).

La construction des modèles de prédiction SPIR nécessite donc la mise en œuvre de méthodes statistiques spécifiques, capable de gérer l'étalonnage multidimensionnel (au sens

de Martens et Naes, 1989) de données contenant plus de variables corrélées entre elles que d'individus (i.e. échantillons de sol). Ces méthodes d'étalonnage sont basées sur l'apprentissage : elles utilisent donc une base constituée d'un ensemble de spectres auxquels correspondent des valeurs de la grandeur à prédire, mesurées par une méthode de référence (Roger, 2005). Les méthodes de régression factorielle (Martens et Naes, 1989) ont été mises au point dans ce but et la régression aux moindres carrés partiels (PLSR) constitue aujourd'hui l'outil privilégié de l'étalonnage multivarié (Tenenhaus, 1998). Cette méthode est une généralisation récemment développée de la régression linéaire multiple (MLR) qui permet de prendre en compte des variables en très grand nombre, bruitées et marquées par une forte inter-corrélation, observées sur un petit nombre d'individus (Wold et al., 2001).

La régression PLS consiste à ajuster un modèle statistique linéaire reliant une matrice de variables explicatives X (les descripteurs, ici la matrice des valeurs d'absorbance PIR) à une matrice de variables réponses Y (i.e. propriétés du sol mesurées par des méthodes conventionnelles de référence). Dans ce travail de thèse, un modèle a été construit par réponse, soit $m = 1$ pour chaque modèle, on parle alors de régression PLS1. La procédure PLS peut être résumée par l'équation suivante :

$$Y = XB + E$$

Y est une matrice de n individus par m variables de réponse (ici, $m = 1$), X est une matrice de n individus par k variables prédictives, B est une matrice de coefficients de régression (B-coefficients, dimension $k * m$) et E est le terme d'erreur du modèle (dimension $n * m$).

Durant le processus de modélisation, la régression PLS résume les descripteurs (matrice X) en une série de composantes t_h (aussi appelées facteurs, axes factoriels, variables latentes ou scores X) deux à deux orthogonaux. A la différence de l'analyse en composantes principales détaillée plus haut et des autres méthodes de régression linéaire multivariée, ces composantes sont construites de manière à expliquer au mieux la matrice Y,

et l'information contenue dans cette matrice réponse est prise en compte pour le calcul des B-coefficients (matrice B). De la même manière, les variables réponses sont résumées dans une série de composantes u_h (scores Y, pas de contrainte d'orthogonalité). Les séries de facteurs (u_h, t_h) sont construites par la régression PLS de manière à ce que leur covariance soit maximale. Le nombre de composantes ne peut pas excéder le nombre de variables explicatives.

La procédure PLS étant une modélisation empirique, il est essentiel de déterminer une complexité correcte du modèle (i.e. dimension du modèle = nombre h de composantes ou variables latentes prises en compte définissant la dimension du sous espace dans lequel on opère la régression). En effet, avec de nombreuses variables prédictives inter-corrélées (matrice X), il y a un risque important de sur-apprentissage (overfitting en anglais) du modèle (i.e. obtenir un excellent modèle dont la puissance prédictive est très faible ou nulle). Comme le choix du nombre de composantes influence fortement la qualité du modèle (Roger, 2005), un test strict de l'importance de chaque composante PLS est nécessaire et la sélection de composantes non significatives doit être évitée (Wold et al., 2001). Dans cette thèse, le nombre de composantes PLS sélectionnées a été déterminé par l'examen de la courbe PRESS (Predicted Residual Error Sum of Squares). La valeur PRESS est un indicateur de l'erreur de prédiction dans une régression PLS. Chaque fois que l'on rajoute une composante PLS représentant une information utile au modèle d'étalonnage multivarié, les valeurs de l'erreur du modèle et du PRESS sont réduites. Pour un nombre donné de composantes PLS, la valeur PRESS atteint un minimum. L'ajout de composantes supplémentaires à ce point n'améliore plus le modèle de régression PLS et peut même affaiblir sa capacité prédictive (sur-apprentissage).

Les modèles de régression PLS étant construits dans un but prédictif, il est important de pouvoir tester de manière fiable leur robustesse. Différentes méthodes permettent d'évaluer la robustesse et donc de valider les modèles en précisant leur puissance prédictive. Certaines méthodes utilisent le jeu de données initial pour réaliser une validation croisée du modèle (cas de jeux de données avec peu d'individus), d'autres valident le

modèle sur un jeu de données spécialement acquises pour une validation indépendante (cas de jeux de données avec de nombreux individus). Parmi les critères de validation des modèles PLSR, on peut citer le critère de Durbin-Watson, l'erreur standard de prédiction (RMSEP) et de validation croisée (RMSECV), l'erreur résiduelle de prédiction (RPD), et le coefficient de détermination entre les valeurs prédites calculées par le modèle et les valeurs réelles (Q^2 dans le cas d'une validation croisée, R^2 dans le cas d'une validation indépendante). Dans ce travail de thèse, la robustesse des modèles PLSR a été évaluée par validation croisée Leave-One-Out (LOO) lorsque le nombre d'individus était compris entre 40 et 120, avec examen du RMSECV, RPD et Q^2 . La LOO est la procédure de validation la mieux adaptée pour des données en faible nombre (Martens et Dardenne, 1998). Elle consiste à diviser l'ensemble des données en deux: une base d'apprentissage de $n-1$ individus et une base de test ne contenant qu'un seul individu. La méthode réitère n apprentissages où l'individu de test est un individu différent.

Références bibliographiques (introduction générale)

Aerts, R., 2006. The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *Journal of Ecology* 94, 713-724.

Amundson, R., Jenny, H., 1997. On a state factor model of ecosystems. *BioScience* 47, 536–543.

Andrews, S.S., Karlen, D.L. & Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1945-1962.

Asta, J., Orry, F., Toutain, F., et al., 2001. Micromorphological and ultrastructural investigations of the lichen–soil interface. *Soil Biol. Biochem.* 33, 323–337.

Beare, M. H., Coleman, D. C., Crossley, D. A., Hendrix, P. F. & Odum, E. P., 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. In: *The significance and regulation of soil biodiversity*, Eds. Collins, H. P., Robertson, G.P. & Klug, M.J., Kluwer Academic Publishers, pp 5-22.

Becker, A., Körner, C., Brun, J.J. et al., 2007. Ecological and land use studies along elevational gradients. *Mountain Res. Develop.* 27, 58–65.

Bellon-Maurel, V., Grenier, P., Crochon, M., Roger, J.M., 2003. Spectroscopie optique pour caractériser l'état physiologique de plantes : quelques exemples. *Ingénieries N° Spécial*, 35-45.

Bongers, T. & Ferris, H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 224-228.

Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22.

Buhk, C., Hensen, I., 2006. "Fire seeders" during early post-fire succession and their quantitative importance in south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 66, 193-209.

Cassagne, N., Cécillon, L., Juvy, B., Brun, J.J., 2008a. Impact de la répétition des feux sur les communautés lombriciennes et leurs structures biogéniques (Massif des Maures, Var). Rapport Projet IRISE, Programme Forest Focus.

Cassagne, N., Spiegelberger, T., Cécillon, L. et al., 2008b. The impact of soil temperature increase on organic matter and faunal properties in a frozen calcareous scree in the French Alps. *Geoderma* 146, 239–247.

Diaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. and Terradas, J., 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology*, 83, 2293-2303.

Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In : *Defining soil quality for a sustainable environment*. (Doran J.W. et al. eds), pp. 3-22. SSSA Spec. Publ. 35, Madison, WI.

Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, CE, Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., editors. *Biological indicators of soil health*. CAB International, pp. 1-28.

Eijsackers, H., 2004. Leading concepts towards vital soil. In: *Vital Soil: Function, Value, and Properties* (eds. P. Doelman & H. Eijsackers), pp. 1-20. *Developments in Soil Science*, 29. Elsevier, Amsterdam.

European Commission, 2002. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. COM(2002) 179 final. Brussels, 35 pp.

European Commission, 2006a. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection. COM (2006)231 final, Brussels.

European Commission, 2006b. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection; Summary of the impact assessment. SEC(2006)1165, Brussels.

European Soil Charter, 1972. European Soil Charter. Council of Europe, Committee of Ministers. Resolution (72) 19, 30 May 1972.

Ferris, H., Bongers, T. & de Goede, R. G. M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* 18, 13-29.

Galus, C., 2008. Il est urgent de sauver les sols. *Le Monde*, édition du 22/06/08.

Gobat, J.-M., Aragno, M. & Matthey, W., 2003. *Le Sol Vivant*. PPUR, Suisse. 571 p.

Gros, R., 2002. Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origine anthropique : réponses du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique. Thèse de Doctorat, Centre Interdisciplinaire Scientifique de la Montagne, Université de Savoie, ADEME.

Hart, S.C., DeLuca, T.H., Newman, G.S., MacKenzie, M.D., Boyle, S.I., 2005. Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 220, 166-184.

Heimann, M., Reichstein, M., 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451, 289–292.

Garten, Jr. C.T., Post, W.M., Hanson, P.J. et al., 1999. Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in the southern Appalachian Mountains. *Biogeochemistry* 45, 115–145.

Garti, C., 1980. Gorges de la Souloise et contreforts du massif de l'Obiou. Dissertation, DDA Isère, Grenoble.

Haberern, J., 1992. Viewpoint: A soil health index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47, 6.

Huber, U.M., Bugmann, H.K.M., Reasoner, M.A., (eds), 2005. Global change and mountain regions, an overview of current knowledge. *Advances in Global Change Research*, volume 23, Springer Netherlands.

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103, FAO, Rome.

Jandi, R., Olsson, M., (eds), 2007. COST Action 639: Greenhouse-Gas Budget of Soils under Changing Climate and Land Use (BurnOut). Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna.

Karlen, D.C., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Clire, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of American Journal* 61, 4-10.

Kueppers, L.M., Harte, J., 2005. Subalpine forest carbon cycling: short- and long-term influence of climate and species. *Ecol. App.* 15, 1984–1999.

Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.* 220, 242–258.

Lambert A., 1967. La formation de glace dans les conduits karstiques, les roches fissurées et les pierriers. *Rev. Géog. Phys. Géol. Dyn.* 2, 321–324.

- Larson, W.E. & Pierce, F.J., 1991.** Conservation and enhancement of soil quality. In: Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. Vol. 2, pp. 175-203. ISBRAM Proc. 12 (2), International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand.
- Lavelle, P., Spain, A.V., 2001.** Soil ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. & Rossi, J.P., 2006.** Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42, S3-S15.
- Legros, J.P., 2007.** Les grands sols du monde. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.
- Le Houérou, H.N., 1990.** Agroforestry and sylvopastoralism to combat land degradation in the Mediterranean Basin: old approaches to new problems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 33, 99-109.
- Martens, H.A., Dardenne, P., 1998.** Validation and verification of regression in small data sets. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 44, 99–121.
- Martens, H.A., Næs, T., 1989.** *Multivariate Calibration*, John Wiley & Sons.
- Matzner, E., Borken, W., 2008.** Do freeze-thaw events enhance C and N losses from soils of different ecosystems? A review. *Eur. J. Soil Sci.* 59, 274–284.
- Montes, N., Ballini, C., Bonin, G. and Faures, J., 2004.** A comparative study of aboveground biomass of three Mediterranean species in a post-fire succession. *Acta Oecologica*, 25, 1-6.
- Morvan, X., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R.J.A., Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Stephens, M. & Kibblewhite, M.G., 2008.** Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment*, 391, 1-12.
- Ollivier, T., 2008.** Quelques réflexions autour de la notion de capital naturel sol. Programme GESSOL – Séminaire « Sols et Sciences Sociales » - Dijon, 27 mai 2008, pp. 25.
- Pausas, J.G., 2006.** Simulating Mediterranean landscape pattern and vegetation dynamics under different fire regimes. *Plant Ecology*, 187, 249-259.
- Perez, B., Cruz, A., Fernandez-Gonzalez, F. and Moreno, J.M., 2003.** Effects of the recent land-use history on the postfire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management*, 182, 273-283.
- Prichard, S.J., Peterson, D.L., Hammer, R.D., 2000.** Carbon distribution in subalpine forests and meadows of the Olympic mountains, Washington. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64,1834–1845.
- Reeves III, J.B., McCarty, G.W., Meisinger, J.J., 2000.** Near infrared reflectance spectroscopy for the determination of biological activity in agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 8, 161–170.
- Roger, J.M., 2005.** Développements chimiométriques pour améliorer la robustesse des mesures spectrométriques appliquées aux agro-procédés. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université Montpellier II, 60p.
- Rundel, P.W., 1981.** Fire as an ecological factor. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H., editors. *Physiological plant ecology I*. Springer-Verlag, New York, USA, pp. 501-538.
- Sousa, W.P., 1984.** The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15, 353-391.
- Tatoni, T., Roche, P., 1994.** Comparison of old-field and forest revegetation dynamics in Provence. *Journal of Vegetation Science*, 5, 295–302.
- Tenenhaus, M., 1998.** La régression PLS. Editions Technip, Paris, 254 pp.

Van-Camp, B. et al., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Velasquez, E., Lavelle, P. & Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 3066–3080.

Vennetier, M. et al., 2008. Etude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols. Recherche d'indicateurs. Rapport Final IRISE (Impact de la Répétition des Incendies Sur l'Environnement). Projet Forest Focus Convention N°FF 2005-9.

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik L.J. & Skjemstad, J.O., 2006. Visible, near-infrared, mid-infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, 59-75.

Walter, C., Chaussod, R., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., (coord.), 2002. Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieux limoneux acides. Rapport Final Programme de Recherche GESSOL, Fonctions environnementales des sols.

Wold, S., Sjöström, M., Eriksson, L., 2001. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 58, 109–130.

World Soil Charter, 1982. World Soil Charter, FAO/UNEP.

Young IM, Blanchart E, Chenu C et al., 1998. The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Glob. Change Biol.* 4, 703–712.

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., García-Orenes, F., Mataix-Beneyto, J., Morugán, A., 2007. Evaluation of soil quality using multiple linear regression based on physical, chemical and biochemical properties. *Sci. Total Environ.* 378, 233–237.

Chapitre I

La SPIR comme indicatrice du stock de matière organique du sol

La dernière partie de cette introduction générale est consacrée à un article de synthèse présentant brièvement une application de la technologie de spectroscopie proche infrarouge en Science du Sol pour la prédiction des stocks de carbone et d'azote dans les sols. Ces données sont particulièrement importantes en pédologie, puisque ces deux éléments sont les principaux constituants de la matière organique. La quantification de leur stock est aussi un enjeu fort pour l'évaluation d'une menace importante pesant sur les sols soumis aux changements d'utilisation des terres et aux modifications climatiques : la perte de matière organique. En plus de la quantité, la qualité de la matière organique des sols (MOS ; pool labile, pool récalcitrant) influence également de nombreux processus dans les sols comme la décomposition ou l'agrégation. Ce chapitre montre comment la méthode SPIR permet de prédire ces teneurs en C et N, ainsi que les différents pools de MOS. Une revue brève des applications SPIR pour l'étude des processus de décomposition et

d'agrégation de la MOS est également effectuée. Enfin des approches permettant la cartographie des stocks de C et N à partir des données SPIR sont discutées rapidement.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article publié dans l'ouvrage « COST Action 639, Greenhouse-gas budget of soils under changing climate and land-use (BurnOut) » édité par R. Jandl & M. Olsson et publié par le BFW (Vienne, Autriche) ; ISBN 978-3-901347-70-2 :

L. Cécillon & J.J. Brun 2007. Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS): a practical tool for the assessment of soil carbon and nitrogen budget. In: Jandl, R. and Olsson, M. (eds), COST Action 639, Greenhouse-gas budget of soils under changing climate and land-use (BurnOut), BFW, Vienna, pp. 103-110, http://bfw.ac.at/010/pdf/Act_639/L-CECILLON.pdf

NB (1) : Cet article rédigé en 2007 n'ambitionne pas de représenter l'exhaustivité des applications SPIR pour l'étude des stocks de C et N des sols. Son but était plutôt d'attirer l'attention d'une communauté de chercheurs intéressés par l'évaluation à l'échelle continentale des émissions de gaz à effet de serre des sols, sur le fait qu'un outil analytique performant permet (i) de réaliser de multiples analyses de C et N à moindre coût voire de spatialiser les stocks de MOS à l'échelle régionale, (ii) de quantifier les principaux pools de MOS intégrés dans les modèles de cycle du C, (iii) de suivre certains processus impliqués dans l'accumulation ou la perte de MOS dans les sols comme la décomposition et l'agrégation.

NB (2) : dans cet article, une distinction est faite entre une approche SPIR quantitative (prédiction de constituants du sol par régression PLS des spectres PIR) et une autre approche SPIR qualitative (suivi global de processus, empreinte digitale du sol par PCA des spectres PIR). Cette distinction est en fait un abus de langage, la méthode PCA étant bien une méthode statistique quantitative.

Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS): a practical tool for the assessment of soil carbon and nitrogen budget

Lauric Cécillon^{1,2,*} & Jean-Jacques Brun¹

¹ Cemagref Grenoble, Mountain Ecosystems Research Unit,

Address: 2 rue de la papeterie BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères Cedex, France

Phone: + 33 (0)476 762 733 / Fax: + 33 (0)476 513 803

² French Agency for Environment and Energy Management (ADEME)

Address: 2 square La Fayette BP 90406, 49004 Angers Cedex 01, France

Abstract

The assessment of greenhouse gas emissions from soils requires an accurate knowledge on the fate of carbon (C) and nitrogen (N) in soils. This knowledge shouldn't be limited to C and N stocks in soils but should incorporate the quantification of functional soil organic matter (SOM) fractions with different turnover rates. Conventional analysis can't be used to assess such functional properties of SOM over large geographical areas. Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is a rapid and cheap method that could achieve this goal. This technology has proven its efficiency to discriminate among functional SOM fractions and to predict C, N on large sets of soil samples at a regional scale. NIRS can be used for the detailed analysis of decomposition and aggregation of SOM, two key ecosystem processes that control C and N budget in soils. This review points up the improvement of NIR prediction models by the technique of local calibration and the potential of NIR analysis to assess the ontogeny and heterogeneity of detritus in soils. Mapping soil C, N and SOM fractions at the European level is a challenge that NIRS can help to take up.

Keywords

NIRS; soil organic matter pools; soil carbon sequestration; soil mapping; ontogeny of detritus; decomposition; soil aggregation; local calibration

Introduction

When trying to assess greenhouse gas budget of soils (e.g. Cost Action 639), it is important to get accurate information on carbon stocks (CS) in soils at a global scale. Increasing carbon stocks in soils is possible through changes in land use management practices (Lal, 2004), but enhancing CS in soils can increase emissions of N₂O and CH₄ (Lal, 2004) which are other important greenhouse gases. Monitoring changes in soil CS with precision requires the determination of a baseline value (Lark et al., 2006). At European level, a map of organic carbon in topsoils (Jones et al., 2004) is already available from the European Soil Bureau based at the Joint Research Center (Ispra, Italy). This map defines the baseline status of soil organic carbon (SOC) in 1990. Although this map generated by pedo-transfer rules presents good correlations with measured values, its confidence level remains quite heterogeneous across large areas.

Current models of soil organic matter (SOM) dynamics need more detailed information describing the heterogeneity of SOM: the quantification of SOM pools with different turnover rates (Six et al., 2002). Measuring SOM pools is time-consuming and seems unfeasible with a fine-resolution at a global scale. Thus, there is an urgent need for developing methods for determining SOC and SOM fractions that would allow the analysis of large number of samples necessary for monitoring purposes over large geographical areas.

Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is a rapid and non-destructive analytical technique that involves diffuse-reflectance measurement in the near-infrared region (1000 – 2500 nm). Near-infrared spectra (Figure 5) depend on the number and type of chemical bonds in the material being analysed (Foley et al., 1998). NIR spectra can be used to predict various soil properties including C and N content in soils (e.g. Chang & Laird, 2002; Ludwig & Khanna, 2001). It has been recognized as a practical indicator and tool to measure soil health and their basic characteristics (Bunning & Jimenez, 2003). With the recent development of in situ NIR analysers, NIRS is now considered as a promising emerging technology for measurement of soil C (Gehl & Rice, 2007) in the field.

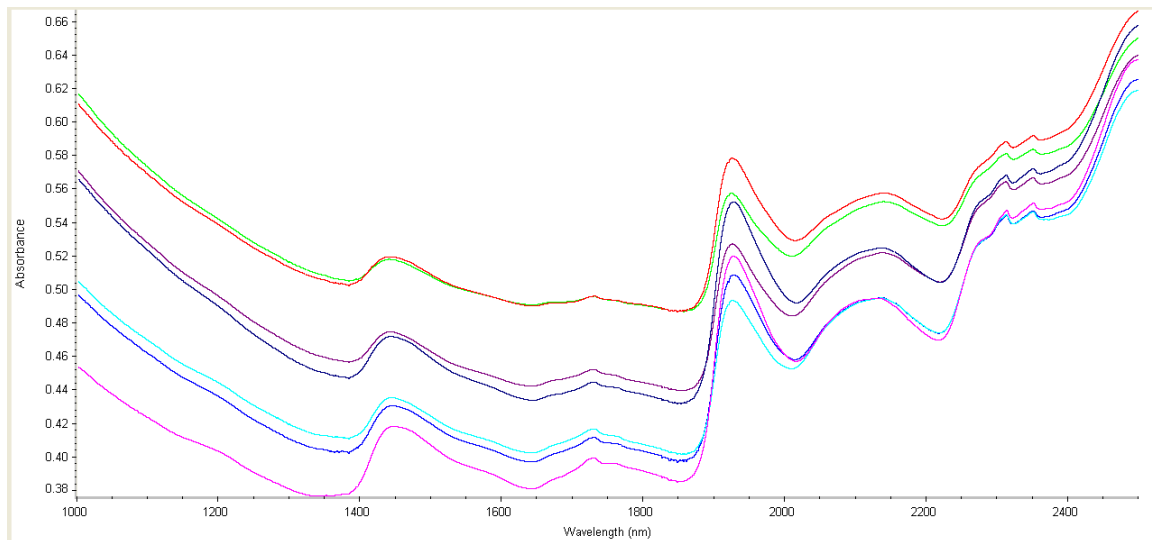


Figure 5 Examples of NIR spectra of forest topsoils – Data acquisition with an Antaris II NIR Analyser (Thermo electron corporation)

The aim of this short paper is to briefly review the capacity of NIRS to quantify soil C, N and functional SOM fractions from the field level to a global scale. First, we describe the methodology of NIRS for the analysis of soil samples. Then, we present most recent NIRS researches on the detailed study of two key soil processes controlling C and N stocks in soil: decomposition and aggregation of SOM. In a third part, we review the use of NIR data for soil C and N mapping. We finally list a number of key issues for future development of NIRS in routine analysis of soil C and N budget.

1. Implementation of NIRS in Soil Science

Sample processing for NIR analysis of soil is rather simple. Soil samples can be either air-dried or oven-dried at 40°C. Particle size and moisture content influence NIR spectra (Barthès et al., 2006). Thus, soil samples are dry-sieved (2 mm), ground (0.25 mm) to obtain a homogeneous powder and stored in polypropylene boxes. The day before NIR analysis, powders are oven-dried at 40°C during the night to homogenize moisture and kept in a desiccator before analysis. From 1 g to 25 g of soil is required for NIR analysis, depending

on the NIR analyser. Spectra consist of absorbance (absorbance = $\log [1 / \text{reflectance}]$) values from 1000 to 2500 nm. From 100 to 300 samples per day can be scanned.

The diffuse-reflectance spectra of soil result from bending, twisting, stretching or scissoring of different chemical bonds (e.g. C–H, O–H, N–H) under near infrared radiation (Ludwig & Khanna, 2001). Absorptions in the near-infrared are weak since they consist of overtones or combinations of fundamentals (Wetzel, 1983). Direct interpretation of NIR spectra is almost impossible : each NIR analysis requires a statistical treatment. First, spectral data should be normalized with a mean centering technique and can be variance scaled. Then, the first or second derivative of spectra can be computed to reveal information hidden in the spectra, and also to reduce baseline drift. Smoothing the optical signal with derivative filters (mainly Norris or Savitzky-Golay) can help to lessen spectral noise as well as scattering corrections like multiplicative scatter correction (MSC) or standard normal variate (SNV) correction. After pretreatment, statistical tools relevant to the aim of the analysis are implemented to analyse spectral data.

NIR analysis of soil can be run in two main ways (Figure 6): (i) qualitative or (ii) quantitative.

(i) Qualitative analysis of soil with NIRS can be used to discriminate among soil samples from a given population with principal component analysis of soil spectra (PCA) or redundancy analysis (RDA), build classes of soil samples with discriminant analysis (DA) or to study time series of soil samples under controlled conditions.

(ii) Quantitative analysis allows the prediction of various components and soil properties after a calibration of NIR spectra against reference values. Quantification with NIRS usually involves multivariate techniques (e.g. partial least square regression, PLS) that consist of regression method used to build prediction models (Dardenne et al., 2000). Recently, a local approach for calibration of NIR prediction models (Brunet et al., 2007; Dardenne et al., 2000; Genot et al., 2007; van Waes et al., 2005) has attracted much attention. Local calibrations

are carried out within spectral classes defined either on statistical distances among spectra (Mahalanobis distances) or directly upon soil types, texture groups or land use.

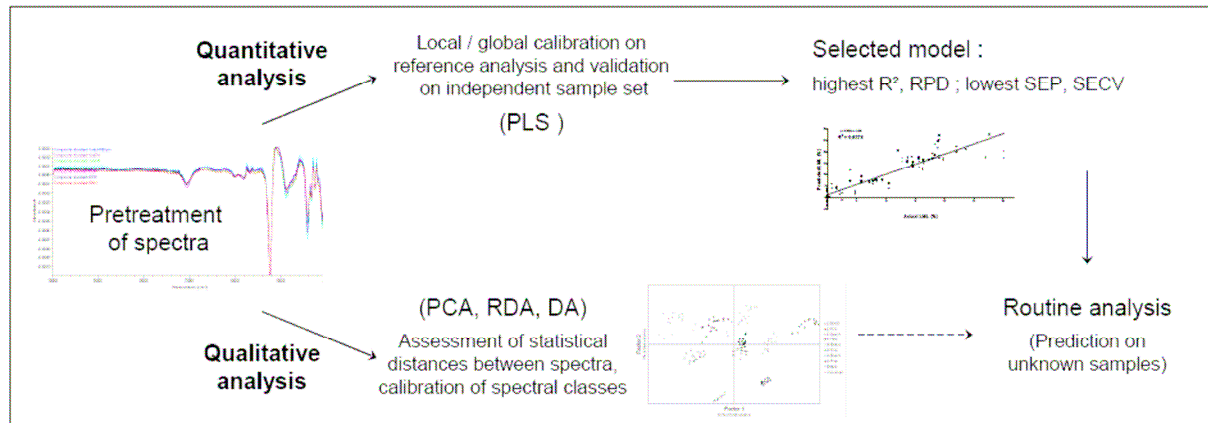


Figure 6 Quantitative and qualitative analysis of NIR spectra

The quality of NIR prediction models is assessed with various indices (Fearn, 2002; Williams, 2001):

- SEC:V: standard error of cross-validation performed on the calibration data set
- SEP: standard error of prediction which is the standard deviation (SD) of differences between NIR reflectance and reference values, that should be calculated on real independent data set, but is usually calculated on a non independent validation data set
- RPD: the ratio of performance to deviation, (SD of reference values) / SEP
- R²: the coefficient of determination

2. Use of NIRS to study decomposition and aggregation of SOM

The amount of carbon returned to the atmosphere by decomposition of dead organic matter (OM) is a key component of the global carbon budget (Aerts, 1997). SOM decline is one of the major threat regarding soil degradation in Europe (Bellamy et al., 2005; SEC(2006)1165). During soil formation, organisms create and manipulate detritus into complex SOM pools that

contribute to OM protection against decomposition (e.g. Lavelle & Spain, 2001, Lützow et al., 2006). Biological and physical aggregation of OM is one of the main process responsible for the creation of such SOM pools with different turnover rates (e.g. Blanco-Canqui & Lal, 2004). This heterogeneous nature of detritus that results from variation in sources, and the changes it undergoes during decomposition has recently been incorporated in a conceptual model of ontogeny of detritus by Moore et al. (2004). Finding an operational expression of the heterogeneity and ontogeny of detritus (Moore et al., 2004) that could easily quantify functional SOM pools (Blanco-Canqui & Lal, 2004; Robert et al., 2004) is a challenge for soil scientists.

Decomposition process

The suitability of NIRS in decomposition studies has been demonstrated by Joffre et al. (1992) for plant litter materials. Litter decomposability can be predicted with NIRS (Gillon et al., 1999). It is also possible to discriminate among soil organic layers, predict their biological and chemical properties (Chodak et al., 2002; Ludwig et al., 2002) like C, N and SOM fractions including microbial biomass at different decomposition stages with this technology (Coûteaux et al.; 2003). It is also possible to predict the relative amount and the composition of litter and root mixtures with NIRS (M.C. Gruselle, unpublished PhD; Roumet et al., 2006). Recently, Cécillon et al. (2007) have shown with NIRS that a holistic approach of decomposition is possible in order to obtain real-world decay constants for organic horizons of mix-stands. With a PCA of NIR spectra, it is possible to follow decomposition trajectories of detritus under different experimental conditions. The effect of soil mesofauna on litter decomposition can be quantified with PCA (Figure 7) which is the first example of a preliminary exploration of the ontogeny of detritus with NIRS.

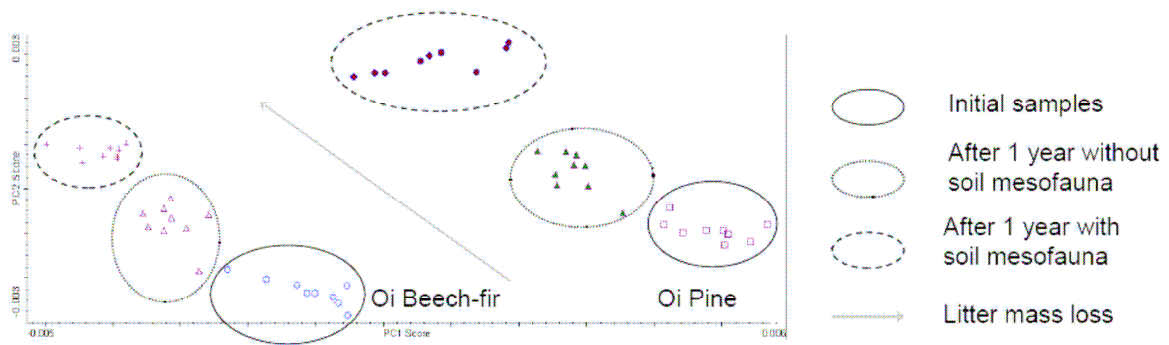


Figure 7 Impact of soil mesofauna on the ontogeny of forest litter. (PCA of NIR spectra; PC1: 72% of total variance, PC2: 25% of total variance)

Aggregation process

Soil invertebrates produce compact organic and organo-mineral faecal pellets (Lavelle & Spain, 2001). These animal faeces, which are major components of humic material can form stable SOM pools (Rawlins et al., 2007). Hedde et al. (2005) have shown with PCA of NIR spectra that each soil biogenic structure has a specific NIRS signature, different from the surrounding soil. A change in decomposability of organic matter from leaves to faecal pellets of soil fauna has been revealed by NIRS (Gillon & David, 2001). Recently, Velasquez et al. (2007) have classified soil aggregates upon their origin (biogenic, physicogenic ; Figure 8) with PCA analysis of NIR spectra. A current research work at Cemagref Grenoble has shown a change in the NIR spectra of soil and biogenic structures of earthworms after forest wildfires (Master thesis of S. Figarol, IRISE project, Forest Focus). Spectral differences between soil and biogenic structures are reduced in plots impacted by recent wildfires.

All these NIRS studies show the potential of this technology for the study of macroscopic functional SOM pools. But current SOM models need the quantification of microscopic functional SOM pools, as a recalcitrant SOM pool as been identified in microaggregates within soil macroaggregates (Six et al., 2002). These microscopic functional SOM fractions can be quantified with NIRS (Cozzolino & Moron, 2006) as well as their respective C, N

content and mineralization rates (Mutuo et al., 2006). However, prediction of these functional SOM pools with NIRS have to be confirmed on larger data sets, at the regional scale.

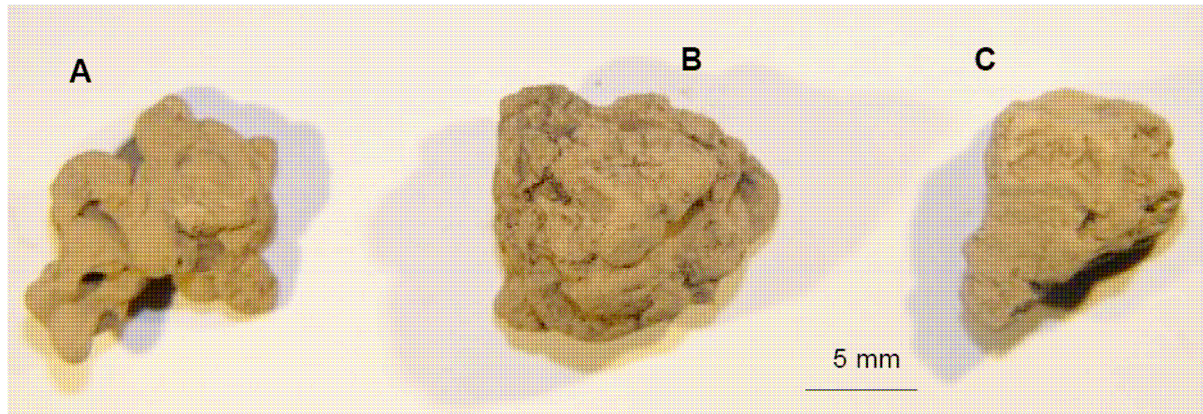


Figure 8 Soil macroaggregates: (A) Biogenic; (B) Intermediate; (C) Physicogenic

Finally, the power of NIRS in SOM studies have been demonstrated by Joffre et al. (2001) who managed to link experimental NIR spectra to SOM theoretical quality, q (Q model, Ågren & Bosatta, 1998).

3. Mapping of soil C and N with NIRS

Mapping soil C and N budget of soil at a regional scale implies analysing large number of samples. It has been estimated that monitoring soil C in all US farms, with existing analytical techniques would cost more than \$1 billion for the first 4-yr period (Subak, 2000). A reduction in per-sample cost analysis for soil C and N, coupled with a quicker sampling and sample preparation method would be welcome (Martin et al., 2002). That's why NIRS has recently been tested for mapping soil C and N at the field and regional scale.

At the field level, Martin et al. (2002) found useful correlations for SOC using PCA and PLS regression of NIR spectra. However, they failed at predicting soil organic nitrogen with the same experimental design. Their conclusion is that NIRS has potential to be a suitable method for SOC mapping for the purposes of monitoring C sequestration. A study of Yong et

al. (2005) has shown good correlations between a map of SOM predicted by NIRS and a map of SOM measured with a conventional method. This research found also a good prediction of total soil N with NIRS. Odlare et al. (2005), used a NIR-PCA strategy to determine soil spatial variation in a field. They compared maps of soil properties with maps of PCA scores of NIR spectra and concluded that this technique can be useful in precision farming.

At the regional scale, a recent study of Genot et al. (2007) used NIRS to predict soil properties including SOC on a large data set of 946 samples representative of the soil diversity of the Walloon region (Belgium). They tested various calibration method (global and two local calibration techniques) and found that local calibrations usually improve the quality of NIR prediction models (reduction of SECV).

Prediction of SOM at the global level could be facilitated by the use of portable NIR analyser. Gehl and Rice (2007) have classified NIRS among emerging technologies for in situ assessment of soil carbon. But the quality of NIR measurements in the field is still in debate, and NIR laboratory measurements are very rapid and simple. Maybe linking NIR field measurements to NIR remote sensing measurements from aircraft could be a suitable way of mapping soil properties over large geographical areas (Lagacherie et al., 2007). Another promising approach for mapping soil properties is to use predictions made with spectral data in inference systems to predict and map other important soil properties (McBratney et al., 2006).

A drawback of most studies is that prediction capacity of NIRS is usually not tested on a real independent data set of soil samples. A research project carried out within the framework of Cost Action 639 – BurnOut will test the suitability of NIRS for SOC mapping on independent data at the field scale (Short Term Scientific Mission – STSM of L. Cécillon at Cranfield University, UK, with P. Bellamy). Another promising way of mapping SOM could be the use of NIR spectra (PCA scores) of topsoil as secondary information to improve CS maps (e.g. Simbahan et al., 2006). This approach will also be tested during the same forthcoming STSM within Cost Action 639.

4. Future directions for NIRS studies in Soil Science

Diffuse reflectance spectroscopic techniques have a real potential for analysing simultaneously various soil properties on large number of samples (Viscarra Rossel et al., 2006). In this review and another recent paper of Reeves et al. (2006), the quality of NIR prediction models is compared to mid-infrared technology (2500 – 25000 nm). These two studies found that both technologies have potential for measuring soil properties but they underlined that MIR predictions were sometimes better. However, these researches didn't use the promising local calibration technique that can be decisive for the improvement of NIR calibration models (Genot et al., 2007).

Although we pointed out the need for an assessment of prediction capacity of NIRS on independent data, we strongly believe that one of the most important topic in NIRS studies is the generalization of local calibration. That implies building large database of spectral data representative of soil diversity in Europe that could be shared between laboratories. To achieve this goal properly, the processing of samples (sieving, grinding, oven-drying and scanning) should be standardized to ensure that spectral data are comparable among laboratories.

All promising techniques described in this paper suffer from the small number of samples used for calibration and validation of NIR prediction models, the lack of studies at a regional or European level and the use of the global calibration method which is generally not the best way in soil studies. Thus, a key issue would be to test their suitability over large areas using local calibration.

Regarding the assessment of greenhouse gas emissions from European soils which is the aim of Cost Action 639 – BurnOut, a challenge of NIRS studies is the quantification of functional SOM pools. Such NIR prediction models should be validated over large geographical areas, with a fine-resolution and directly interoperable with global models of C and N cycles.

Acknowledgments

This work was supported by the French Agency for Environment and Energy Management (ADEME), Cemagref and the Cost Office. We would like to thank Richard Joffre (CEFE-CNRS Montpellier, France, IRD) for introducing us to NIR technology. Robert Jandl, Patricia Bellamy and the Cost Office are thanked for their help in obtaining a STSM grant on NIRS within Cost Action 639. We also thank Cemagref for developing NIRS in the Mountain Ecosystems Research Unit within the INGECO project of Envirhonalp.

References (Chapter I)

Aerts, R. (1997) Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos* 79, 3: 439-449.

Ågren, G.L. & Bosatta, E. (1998) Theoretical ecosystem ecology: understanding element cycles. Cambridge University Press.

Barthès, B.G., Brunet, D., Ferrer, H., Chotte, J.L. & Feller, C. (2006) Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 14: 341-348.

Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. & Kirk, G.J.D. (2005) Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437: 245-248.

Blanco-Canqui, H & Lal, R. (2004) Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23, 6: 481-504.

Brunet, D., Barthès, B., Chotte, J.L. & Feller, C. (2007) Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: Effects of sample grinding and set heterogeneity. *Geoderma*, in press.

Bunning, S. & Jiménez, J.J. (2003) Indicators and assessment of soil biodiversity / soil ecosystem functioning for farmers and governments. Paper presented at the OECD Expert Meeting on indicators of soil erosion and soil biodiversity, 25-28 March 2003, Rome, Italy: 22 pp.

Cécillon, L., Cassagne, N. & Brun, J.J. (2007) Décomposition de la litière: approche holistique et utilisation de la spectroscopie proche infrarouge (NIRS). (In French). Actes des 9èmes Journées Nationales de l'Étude des Sols, AFES, 3-5 April 2007, Angers, France: 163-164.

Chang, C.W. & Laird, D.A. (2002) Near-infrared reflectance spectroscopic analysis of soil C and N. *Soil Science* 167, 2: 110-116.

Chodak, M., Ludwig, B., Khanna, P. & Beese, F. (2002) Use of near infrared spectroscopy to determine biological and chemical characteristics of organic layers under spruce and beech stands. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 27-33.

Coûteaux, M.M., Berg, B. & Rovira, P. (2003) Near infrared reflectance spectroscopy for determination of organic matter fractions including microbial biomass in coniferous forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 1587-1600.

Cozzolino, D. & Moron, A. (2006) Potential of near-infrared reflectance spectroscopy and chemometrics to predict soil organic matter fractions. *Soil & Tillage Research* 85: 78-85.

Dardenne, P., Sinnaeve, G. & Baeten, V. (2000) Multivariate calibration and chemometrics for near infrared spectroscopy : Which method ? *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 8: 229-237.

Fearn, T. (2002) Assessing calibrations : SEP, RPD, RER and R². *NIR news* 13, 6: 12-14.

Foley, W.J., McIlwee, A., Lawler, I.R., Aragonés, L., Woolnough, A. & Berding, N. (1998) Ecological applications of near-infrared spectroscopy - a tool for rapid, cost-effective prediction of the composition of plant and animal tissues and aspects of animal performance. *Oecologia* 116: 293-305.

Gehl, R.J. & Rice, C.W. (2007) Emerging technologies for in situ measurement of soil carbon. *Climatic Change* 80: 43-54.

Genot, V., Colinet, G., Dardenne, P., Bah, B., Legrain, X. & Bock, L. (2007) Etude de la performance de la spectroscopie proche infrarouge pour la mesure de caractéristiques du sol nécessaires au conseil de fumure. (In French). Actes des 9èmes Journées Nationales de l'Etude des Sols, AFES, 3-5 April 2007, Angers, France: 379-380.

Gillon, D., Joffre, R. & Ibrahima, A. (1999) Can litter decomposability be predicted by near infrared reflectance spectroscopy? *Ecology* 80: 175-186.

Gillon, D. & David, J.F. (2001) The use of near infrared reflectance spectroscopy to study chemical changes in the leaf litter consumed by saprophagous invertebrates. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 2159-2161.

Hedde, M., Lavelle, P., Joffre, R., Jiménez, J.J. & Decaëns, T. (2005) Specific functional signature in soil macro-invertebrates biostructures. *Functional Ecology* 19: 785-793.

Joffre, R., Gillon, D., Dardenne, P., Agneessens, R. & Biston, R. (1992) The use of near-infrared reflectance spectroscopy in litter decomposition studies. *Annales des Sciences Forestières* 49: 481-488.

Joffre, R., Ågren, G.I., Gillon, D. & Bosatta, E. (2001) Organic matter quality in ecological studies: theory meets experiment. *Oikos* 93: 451-458.

Jones, R.J.A., Hiederer, R., Rusco, E., Loveland, P.J. & Montanarella, L. (2004) The map of organic carbon in topsoils in Europe, Version 1.2, September 2003: Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.72 (S.P.I.04.72). European Soil Bureau Research Report No.17, EUR 21209 EN, 26pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Lagacherie, P., Baret, F., Feret, J.B., Madeira-Netto, J., Robbez-Masson, J.M. (2007) Utilisation de spectres de reflectance pour estimer les taux d'argile et de carbonate de calcium de la surface de sol. Performances comparées des mesures de laboratoire, de terrain et par télédétection. (In French). Actes des 9èmes Journées Nationales de l'Etude des Sols, AFES, 3-5 April 2007, Angers, France: 131-132.

Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.

Lark, R.M., Bellamy, P.H. & Kirk, G.J.D. (2006) Baseline values and change in the soil, and implications for monitoring. *European Journal of Soil Science* 57: 916-921.

Lavelle, P. & Spain, A.V. (2001) *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers.

Ludwig, B. & Khanna, P.K. (2001) Use of near infrared spectroscopy to determine inorganic and organic carbon fractions in soil and litter. In: *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. & Stewart, B.A. (eds.). Lewis Publ., Boca Raton, FL. Chapter 25: 361-370.

Ludwig, B., Khanna, P., Bauhus, J. & Hopmans, P. (2002) Near infrared spectroscopy of forest soils to determine chemical and biological properties related to soil sustainability. *Forest Ecology and Management* 171: 121-132.

Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. & Flessa, H. (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science* 57, 4: 426-445.

Martin, P.D., Malley, D.F., Manning, G. & Fuller, L. (2002) Determination of soil organic carbon and nitrogen at the field level using near-infrared spectroscopy. *Canadian Journal of Soil Science* 82, 4: 413-422.

McBratney, A.B., Minasny, B. & Viscarra Rossel, R.A. (2006) Spectral soil analysis and inference systems: a powerful combination for solving the soil data crisis. *Geoderma* 136, 272-278.

Moore, J.C., Berlow, E.L., Coleman, D.C., de Ruiter, P.C., Dong, Q., Hastings, A., Collins Johnson, N., McCann, K.S., Melville, K., Morin, P.J., Nadelhoffer, K., Rosemond, A.D., Post, D.M., Sabo, J.L., Scow, K.M., Vanni, M.J. & Wall, D.H. (2004) Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters* 7: 584-600.

Mutuo, P.K., Shepherd, K.D., Albrecht, A. & Cadisch, G. (2006) Prediction of carbon mineralization rates from different soil physical fractions using diffuse reflectance spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1658-1664.

Odlare, M., Svensson, K. & Pell, M. (2005) Near infrared reflectance spectroscopy for assessment of spatial soil variation in an agricultural field. *Geoderma* 126: 193-202.

Rawlins, A.J., Bull, I.D., Ineson, P. & Evershed, R.P. (2007) Stabilisation of soil organic matter in invertebrate faecal pellets through leaf litter grazing. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1202-1205.

Reeves III, J.B., Follett, R.F., McCarty, G.W., Kimble, J.M. (2006) Can near- or mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy be used to determine soil carbon pools? *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 37: 2307-2325.

Robert, M., Nortcliff, S., Yli-Halla, M., Pallière, C., Baritz, R., Leifeld, J., Bannick, C.G., Chenu, C. (2004) Organic matter and biodiversity. Task Group 1 on functions, roles and changes in SOM. In: *Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection*. Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. & Selvaradjou, S. (eds). European commission, JRC, European Environment Agency.

Roumet, C., Picon-Cochard, C., Dawson, L.A., Joffre, R., Mayes, R., Blanchard, A. & Brewer, M.J. (2006) Quantifying species composition in root mixtures using two methods: near-infrared reflectance spectroscopy and plant wax markers. *New Phytologist* 170: 631-638.

SEC(2006)1165 (2006) Commission staff working document. Accompanying document of the communication from the commission to the Council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions. Thematic strategy for soil protection. Summary of impact assessment, 8 pp.

Simbahan, G.C., Dobermann, A., Goovaerts, P., Ping, J. & Haddix, M.L. (2006) Fine-resolution mapping of soil organic carbon based on multivariate secondary data. *Geoderma* 132: 471-489.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. & Paustian, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.

Subak, S. (2000) Agricultural soil carbon accumulation in North America: considerations for climate policy. *Global Environmental Change* 10 : 185-195.

Velasquez, E., Pelosi, C., Brunet, D., Grimaldi, M., Martins, M., Rendeiro, A.C., Barrios, E. & Lavelle, P. (2007) This ped is my ped: Visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. *Pedobiologia* 51: 75-87.

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik L.J. & Skjemstad, J.O. (2006) Visible, near-infrared, mid-infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131: 59-75.

van Waes, C., Mestdagh, I., Lootens, P. & Carlier, L. (2005) Possibilities of near infrared reflectance spectroscopy for the prediction of organic carbon concentrations in grassland soils. *Journal of Agricultural Science* 143: 487-492.

Wetzel, D.L. (1983) Near-infrared reflectance analysis. Sleeper among spectroscopic techniques. *Analytical Chemistry* 55, 12: 1165 A-1176 A.

Williams, P.C. (2001) Implementation of near-infrared technology. In: *Near infrared technology in the agricultural and food industries* (second edition), Williams, P.C. & Norris, K. (eds). Chapter 8: 145-169.

Yong, H., Song, H., Pereira, A.G., Gomez, A.H. (2005) Measurement and analysis of soil nitrogen and organic matter content using near-infrared spectroscopy techniques. *Journal of Zhejiang University Science*, 6B(11): 1081-1086

Première partie

Indicateurs de la qualité de sols forestiers
dans un gradient d'incendies (Massif des Maures)

Introduction : contexte et objectifs des travaux

Dans cette première partie, nous décrivons l'influence d'une contrainte intense et récurrente en milieu méditerranéen sur la qualité fonctionnelle des sols forestiers : les incendies. Nous testons l'efficacité de la technologie de spectroscopie proche infrarouge, décrite dans l'introduction de la thèse, pour évaluer et suivre la qualité de sols soumis à cette contrainte forte. Cette technologie est utilisée pour identifier une signature originale des modifications environnementales générée par les incendies, influençant le fonctionnement biologique et la qualité des sols des écosystèmes forestiers méditerranéens (Hypothèses de travail I ; II ; III).

Nous testons donc dans cette partie l'ensemble de nos trois hypothèses de travail, à travers la réalisation de quatre objectifs précis :

- Tester la prédiction de propriétés microbiologiques des sols par SPIR (Chapitre II) ;
- Utiliser la signature spectrale proche infrarouge des sols comme indicatrice de leur qualité globale (Chapitre III) ;
- Tester l'efficacité d'indicateurs spécifiques de qualité du sol pour suivre l'impact d'une perturbation comme les feux de forêts (Chapitre III) ;
- Tester l'efficacité de la SPIR pour la prédiction de ces indices spécifiques de qualité des sols (Chapitre III).

Les travaux des deux chapitres de cette première partie utilisent le dispositif expérimental du projet IRISE, coordonné par M. Vennetier (Cemagref Aix-en-Provence) présenté plus haut dans l'introduction de la thèse. Les 25 sites IRISE répartis sur le massif ont été utilisés, et classés en trois catégories de perturbation liées à la date du dernier incendie : 3 ans, 16 ans, > 50 ans (cf. Tableau 2 de l'introduction générale).

Les deux chapitres de la partie 1 de la thèse (chapitres II et III) utilisent également le même jeu de données expérimentales récoltées sur le Massif des Maures en Mars 2007. Le sol superficiel (0-5 cm) de chaque site d'étude a été échantillonné (échantillons composites issus d'au moins vingt prélèvements par placette). Les turricules de vers anéciques (*Nicodrilus nocturnus*, Figure 9), seule espèce anécique présente dans les sites, ont été également récoltés en surface et associés en un échantillon composite par site d'étude.



Figure 9 Turricule du vers anécique *Nicodrilus nocturnus*, Massif des Maures, Var, France

La figure 10, issue du rapport de N. Cassagne, coordinatrice des travaux de l'Unité Ecosystèmes Montagnards (Cemagref Grenoble) dans le cadre du projet IRISE illustre la campagne d'échantillonnage du mois de Mars 2007. Les échantillons, une fois collectés, ont été divisés en trois parties égales. Deux des trois parties ont été immédiatement confiées à deux laboratoires de microbiologie (IMEP Marseille ; LEM Lyon). L'IMEP a réalisé des mesures d'activités enzymatiques et de biomasse microbienne, le LEM

a réalisé des mesures de nitrification potentielle et de dénitrification potentielle. La troisième partie des échantillons composites a été rapportée au Cemagref Grenoble pour la réalisation des mesures de réflectance proche infrarouge.



Prélèvements sol et turricules



Tamisage 2mm



Conditionnement
en sachets



Echantillons de 100g



- Cemagref (Grenoble):
 - Un échantillon composite sol et un échantillon composite de turricule
 - Total 50 échantillons

Figure 10 Echantillonnage des 25 placettes du dispositif IRISE, Massif des Maures, Var France, Mars 2007 (D'après Cassagne et al., 2008a, modifié)

Chapitre II

Sélection de variables dans les spectres proche infrarouge pour la caractérisation biologique des sols et des structures biogéniques

Une des limites majeures de la recherche sur la qualité des sols est le temps et le coûts des analyses de sol. Lorsque l'on cherche à caractériser la qualité de la composante vivante des sols (activité biologique, biodiversité), les analyses sont souvent encore plus complexes que pour les caractéristiques physico-chimiques des sols. Or, la Commission Européenne exige des indicateurs fiables, mais aussi simples et rapides pour l'évaluation de la qualité des sols (European Commission, 2006, De Witt, pers. com.).

L'objectif de ce chapitre est de donc de tester les capacités de la spectroscopie proche infrarouge pour la prédiction rapide, économique et fiable de six propriétés microbiologiques des sols liées à leur qualité et à leur fonctionnement dynamique. Les variables microbiologiques étudiées sont le carbone microbien, le ratio carbone microbien sur carbone organique, deux enzymes extracellulaires (la cellulase et la Fdase), ainsi que la nitrification potentielle et la dénitrification potentielle. Si des résultats positifs ont déjà été montrés concernant le carbone microbien, certaines enzymes du sol et la nitrification

potentielle (Reeves et al., 2000 ; Cohen et al., 2005), aucune étude n'a testé la capacité de la SPIR pour la prédiction de la cellulase et de la Fdase et surtout de la dénitrification potentielle, grandeur du sol importante notamment par rapport au climat (émission d'un gaz à effet de serre : le N₂O).

La plupart des applications « sols » de la SPIR concernant la prédiction de paramètres physiques, chimiques ou biologiques, utilisent le spectre proche infrarouge dans son entier (1000-2500 nm) voire même rajoutent également la composante visible du spectre électromagnétique. Or, de nombreuses études de chimiométrie ont démontré qu'une telle approche n'était pas optimale (e.g. Roger & Bellon-Maurel, 2000). Des méthodes de sélection de longueurs d'ondes dans les spectres existent et permettent souvent d'améliorer les performances des modèles de régression multivariés obtenus à partir des spectres proche infrarouge (Höskuldsson, 2001). Un des objectifs de ce chapitre est donc de tester pour la première fois l'application d'une méthode automatique de sélection de longueurs d'ondes dans les spectres proche infrarouge de sol, afin d'améliorer les capacités prédictives de modèles de régression des moindres carrés partiels (PLSR, cf. plus haut).

Ce chapitre a fait l'objet d'un article publié dans la revue Soil Biology & Biochemistry :

L. Cécillon, N. Cassagne, S. Czarnes, R. Gros & J.J. Brun 2008. Variable selection in near infrared spectra for the biological characterization of soil and earthworm casts. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 1975-1979, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.016>

Variable selection in near infrared spectra for the biological characterization of soil and earthworm casts

Lauric Cécillon^{1,2}, Nathalie Cassagne³, Sonia Czarnes⁴, Raphaël Gros⁵,
Jean-Jacques Brun¹

¹ Cemagref Grenoble, Mountain Ecosystems Research Unit

Address: 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères, France

² French Agency for Environment and Energy Management (ADEME)

Address: 2 square La Fayette, BP 90406, 49004 Angers cedex 01, France

³ INRA, URFM, Ecologie des Forêts Méditerranéennes, UR 629

Address: Domaine Saint Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon cedex 9, France

⁴ Université de Lyon, Université Lyon 1, CNRS UMR5557; INRA USC 1193, Ecologie
Microbienne

Address: Bât G. Mendel, 43 bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne, France

⁵ Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie (IMEP)

Address: Facultés des Sciences St-Jérôme, Boîte 452, 13397 Marseille cedex 20, France

Abstract

Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) was used to predict six biological properties of soil and earthworm casts including extracellular soil enzymes, microbial carbon, potential nitrification and denitrification. Partial least squares regression (PLSR) models were developed with a selection of the most important near infrared wavelengths. They reached coefficients of determination ranging from 0.81 to 0.91 and ratios of performance to deviation above 2.3. Variable selection with the variable importance in the projection (VIP) method increased dramatically the prediction performance of all models with an important contribution from the 1750-2500 nm region. We discuss whether selected wavelengths can be attributed to macronutrient availability or to microbial biomass. Wavelength selection in NIR spectra is recommended for improving PLSR models in soil research.

Keywords

NIRS; PLSR; Wavelength selection; Soil biogenic structures; Soil macrofauna; Microbiological activity

Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is a rapid and non-destructive analytical technique involving diffuse reflectance measurement in the near infrared (NIR) region (1000-2500 nm). NIR spectra depend on the number and type of chemical bonds in the analysed material (Foley et al., 1998). NIRS is now widely used to predict soil carbon and nitrogen content (e.g. Cécillon and Brun, 2007), usually using partial least squares regression (PLSR) applied over the whole spectrum which is not an optimal solution according to various chemometric studies (e.g. Roger and Bellon-Maurel, 2000). Recent developments of NIRS in Soil Ecology have shown its efficiency to predict soil biological properties including microbial biomass, potential nitrification, soil enzyme activities (Reeves et al., 2000; Cohen et al., 2005; Terhoeven-Urselmans et al., 2008) and to discriminate soil biogenic structures (e.g. earthworm casts) from surrounding soil (Hedde et al., 2005; Velasquez et al., 2007). Hitherto, the predictive capacity of NIRS for biological attributes of soil biostructures has not been assessed. In addition, the prediction of soil microbiological activity like soil enzyme activities with NIRS is not well-established and needs more research.

The objectives of this study were to assess (i) the potential of NIRS for predicting various biological attributes of soil and earthworm casts; (ii) the efficiency of selecting the most important NIR wavelengths (process variables which really have an effect on the response) for improving PLSR models.

A sample set was collected in the Maures mountains (Var, France) during spring 2007 in 25 plots depicting a heterogeneous mosaic of Mediterranean forests. This mosaic is representative of a large range of Mediterranean forest ecosystems generated by various wildfire frequencies. The sample set comprises as much samples of earthworm casts (sampled at the soil surface) as topsoil samples (0-5 cm) which could contain some below-ground casts. In each plot, one composite sample was made for topsoil and another one for casts, resulting in a total of 49 samples (Table 3). Casts were mainly produced by *Nicodrilus nocturnus*, a deep-burrowing species found in these forest soils classified as Cambisols

(IUSS Working Group WRB, 2006). Organic carbon, total nitrogen content and pH were determined from conventional analyses. Biological analyses included microbial carbon (C_{mic}), two extracellular enzymes (FDA hydrolase, cellulase), potential nitrification and potential denitrification. Microbial-to-organic carbon ratio ($C_{mic}:C_{org}$) was computed from obtained data. The soil analyses performed and their basic statistics are summarised in Table 3.

Table 3 Laboratory methods of soil analyses and summary statistics of reference data

Property	n [*]	Mean	SD	Reference method
Organic carbon (g kg ⁻¹)	49	52.2	28.0	NF ISO 10694 (1995)
Total nitrogen (g kg ⁻¹)	49	2.94	1.43	NF ISO 13878 (1998)
pH in H ₂ O	49	6.42	0.34	NF ISO 10390 (2005)
Potential denitrification (µg N g ⁻¹ dw h ⁻¹)	48 (1)	0.24	0.20	Yoshinari et al.(1977); Smith and Tiedje (1979); Tiedje et al. (1989)
Potential nitrification (µg N g ⁻¹ dw h ⁻¹)	36**	0.19	0.27	Lensi et al. (1986)
Microbial carbon (mg g ⁻¹)	49	1.5	0.65	Anderson and Domsch (1978); Beare et al. (1990)
$C_{mic}:C_{org}$ ratio	47 (2)	0.031	0.006	
Cellulase (U ₁ g ⁻¹ dw)	49	0.015	0.007	Deng and Tabatabai (1994)
FDA hydrolase (U ₂ g ⁻¹ dw)	48 (1)	0.0012	0.0003	Adam and Duncan (2001)

Abbreviations:

n = number of samples used to calculate summary statistics and to perform PLSR

SD = standard deviation; FDA = fluorescein di-acetate; dw = dry weight equivalent;

U₁ = µmol of glucose released min⁻¹; U₂ = µmol of fluorescein released min⁻¹

*: the number of concentration outliers removed is in parentheses. In one of the 25 plots, no earthworm casts could be collected above-ground, hence a total of 49 samples

** : only 36 measurements were available for potential nitrification

Dry-sieved (2 mm) samples were ground (0.25 mm) to obtain homogeneous powders for NIRS analysis. Diffuse reflectance measurements (1000-2500 nm) were carried out using a Fourier-transform NIR spectrophotometer Antaris II (Thermo electron). Each spectrum comprised 32 averaged scans of the sample. Data were collected at a 0.5 nm resolution resulting in 6224 absorbance values per spectrum. Inference from spectra was done using PLSR which tackles the autocorrelation of spectral data (Tenenhaus, 1998); with all available samples (casts and soils), since comparing topsoils and biogenic structures was beyond the scope of this paper. Each PLSR model was tuned in order to minimize the root-mean-square error of cross-validation (RMSECV); to maximize the Q^2 value (cross-validated R^2 , which gives the predicting ability of the model) and the ratio of performance-to-deviation (RPD) obtained from a full-model leave-one-out cross-validation (X-Val). When using small data sets (40-120 samples) in quantitative multivariate modelling, X-Val gives the best estimate of the predictive performance of an obtained model (Martens and Dardenne, 1998). Tuning options included removing outliers detected from a principal component analysis (PCA) on NIR data, multiplicative scatter correction (MSC), computing derivatives of spectra and selecting the most important NIR wavelengths using the variable importance on the projection (VIP) method (Tenenhaus, 1998). The VIP method computes a score for each wavelength. VIP scores obtained by the PLSR correspond to an importance measure of each explanatory variable (i.e. wavelength). Since the average of squared VIP scores equals 1 (Chong and Jun, 2005), only influential wavelengths with a VIP score greater than 1 were kept in the model. A new PLSR was then performed with selected wavelengths. Statistical treatments were conducted using R software version 2.6.1 (R Development Core Team, 2007) with ade4 package for PCA (Chessel et al., 2004), signal package for computing derivatives with Savistky-Golay filters (Fearn, 2000) and pls package for PLSR (Mevik and Wehrens, 2007) with the VIP algorithm of Chong and Jun (2005).

PCA revealed no spectral outliers (data not shown). Some concentration outliers were removed for FDA hydrolase, potential denitrification and $C_{mic}:C_{org}$ (Table 3). For all properties,

second derivative of spectra without MSC was chosen as spectral pretreatment. Three PLSR models and their X-Val statistics for each of the six biological properties are presented (Table 4). They correspond to the same spectral processing with zero, one or two successive steps of variable selection with the VIP method.

Predictive performance of PLSR models using the whole spectrum was very poor with RPD close to 1 for most properties (Table 4, Figure 11).

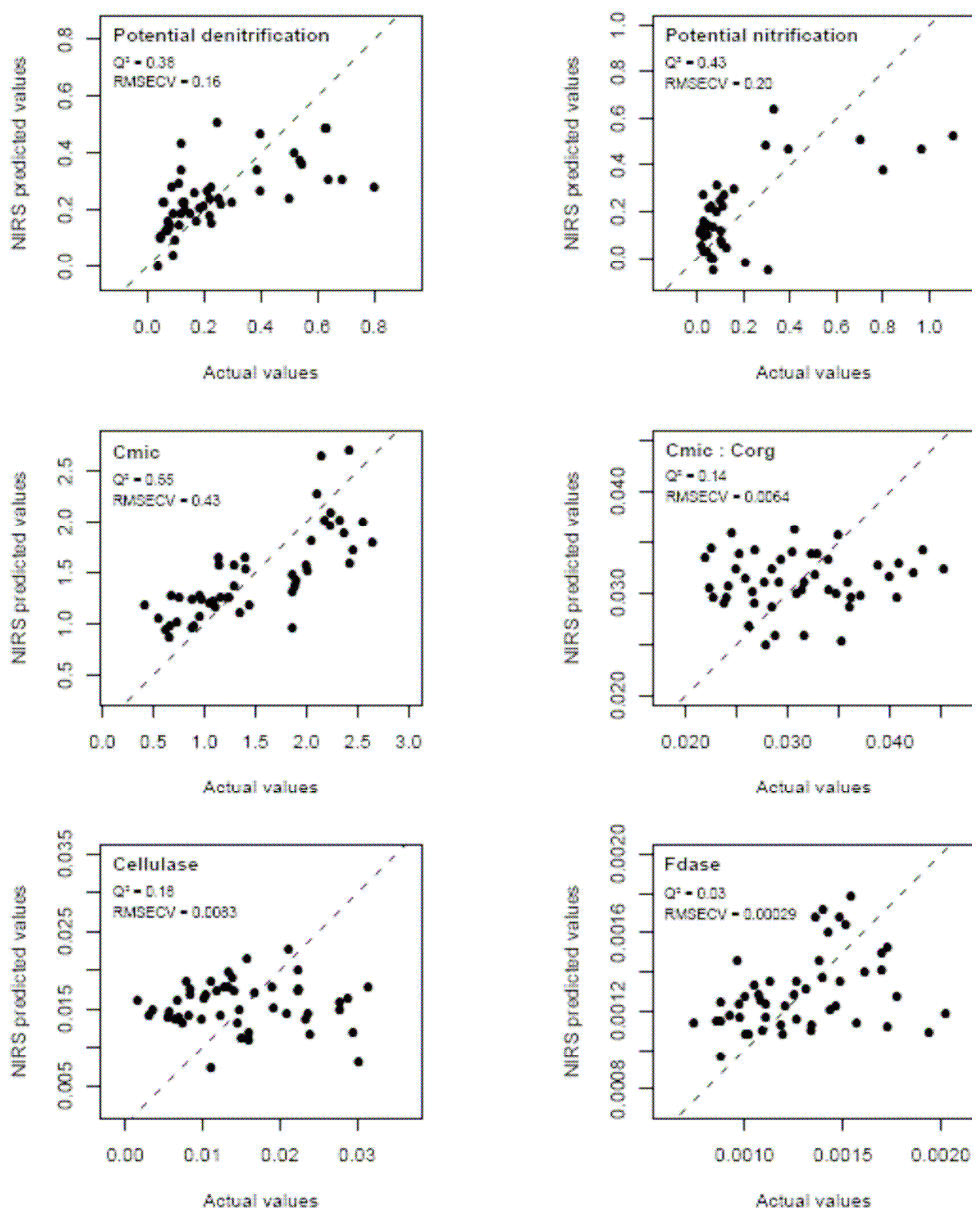


Figure 11 Scatter plots of predicted vs. actual values for biological properties using the whole NIR region. The dashed lines indicate 1:1.

Table 4 Prediction of microbiological properties with NIRS : X-Val results

Property	Variable selection	Selected wavelengths (%)	h	Q ²	RMSECV	RPD
Potential denitrification	Whole NIR	100	3	0.38	0.16	1.3
	VIP 1	34	4	0.87	0.07	2.8
	VIP 2	16	4	0.91	0.06	3.4
Potential nitrification	Whole NIR	100	1	0.43	0.20	1.3
	VIP 1	26	3	0.70	0.14	1.9
	VIP 2	13	3	0.89	0.09	3.1
Microbial carbon (C _{mic})	Whole NIR	100	2	0.55	0.43	1.5
	VIP 1	28	3	0.83	0.26	2.5
	VIP 2	13	4	0.90	0.20	3.3
C _{mic} :C _{org} ratio	Whole NIR	100	2	0.14	0.0064	1.0
	VIP 1	35	3	0.73	0.0031	1.9
	VIP 2	16	4	0.84	0.0024	2.5
Cellulase	Whole NIR	100	3	0.18	0.0083	0.9
	VIP 1	33	4	0.72	0.0041	1.9
	VIP 2	12	6	0.81	0.0034	2.3
FDA hydrolase (Fdase)	Whole NIR	100	3	0.03	0.00029	1.1
	VIP 1	34	3	0.78	0.00014	2.2
	VIP 2	15	3	0.84	0.00012	2.6

Abbreviations:

h = number of latent variables used to perform PLSR

Whole NIR = PLSR performed over the whole NIR spectrum

VIP 1 = PLSR performed after one step of variable selection with the VIP method

VIP 2 = PLSR performed after two steps of variable selection with the VIP method

Q² = coefficient of determination after a full-model leave-one-out cross-validation

RMSECV = root mean squared error of cross-validation

RPD = ratio of performance-to-deviation (calculated as $RPD = SD / RMSECV^{-1}$)

One step of variable selection generated reliable models for all properties with RPD above 1.9 (Table 4). Best models were computed with a second step of variable selection (Figure 12); C_{mic} and potential denitrification obtaining “reasonable” (Williams, 1993) X-Val statistics with Q^2 above 0.9 and RPD above 3 (Table 4).

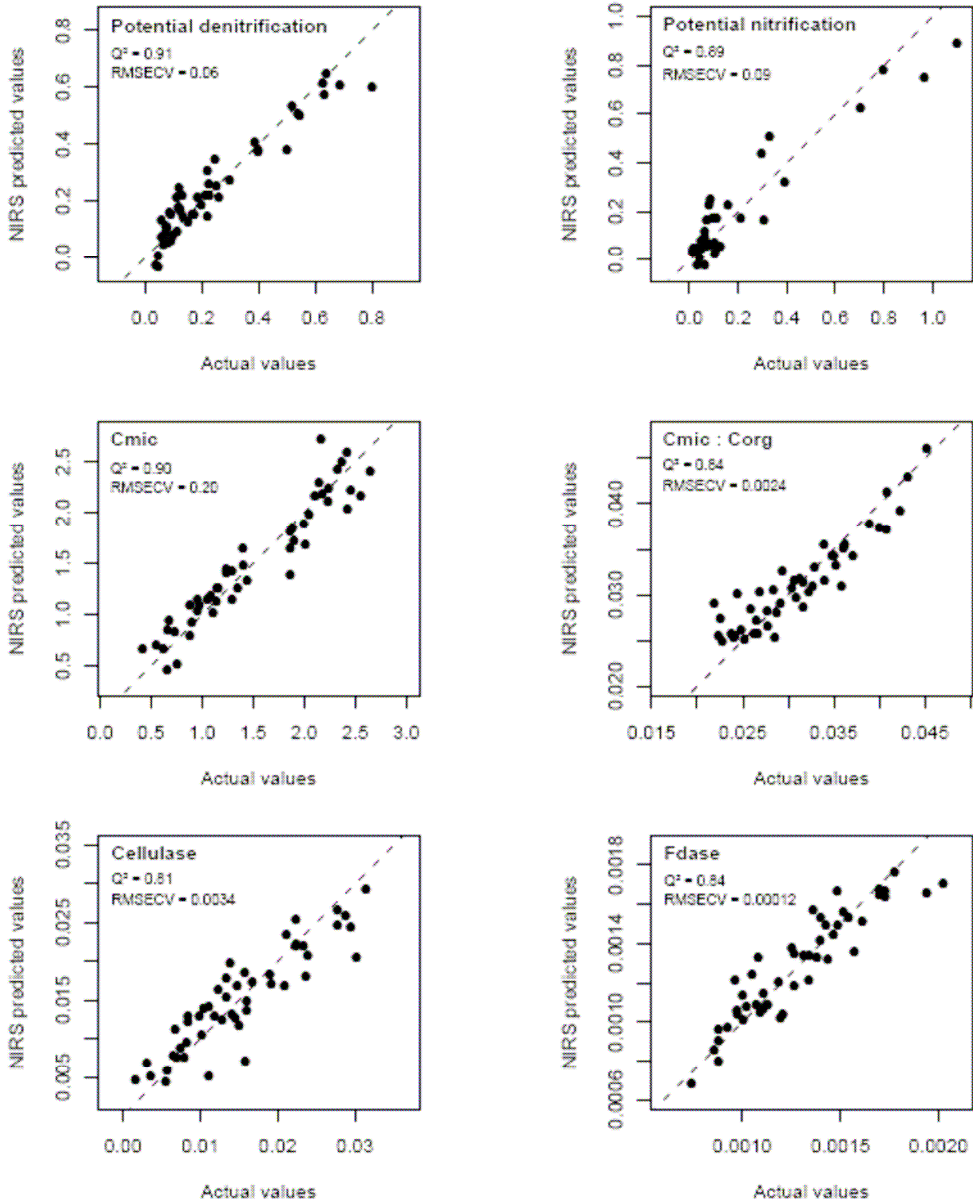


Figure 12 Scatter plots of predicted vs. actual values for biological properties after two steps of variable selection with the VIP method (VIP 2). The dashed lines indicate 1:1.

These results are in accordance or even better than previously published studies with Q^2 usually ranging from 0.6 to 0.8 for soil biological properties (e.g. Reeves et al. 2000; Rinnan and Rinnan, 2007). They can be considered as positive for such a heterogeneous sampling design, as confirmed by the strong standard deviation of reference data (Table 3). Implementing the VIP method conducted to the selection of intervals rather than individual wavelengths with an important contribution from the spectral region 1750-2500 nm (Figure 13).

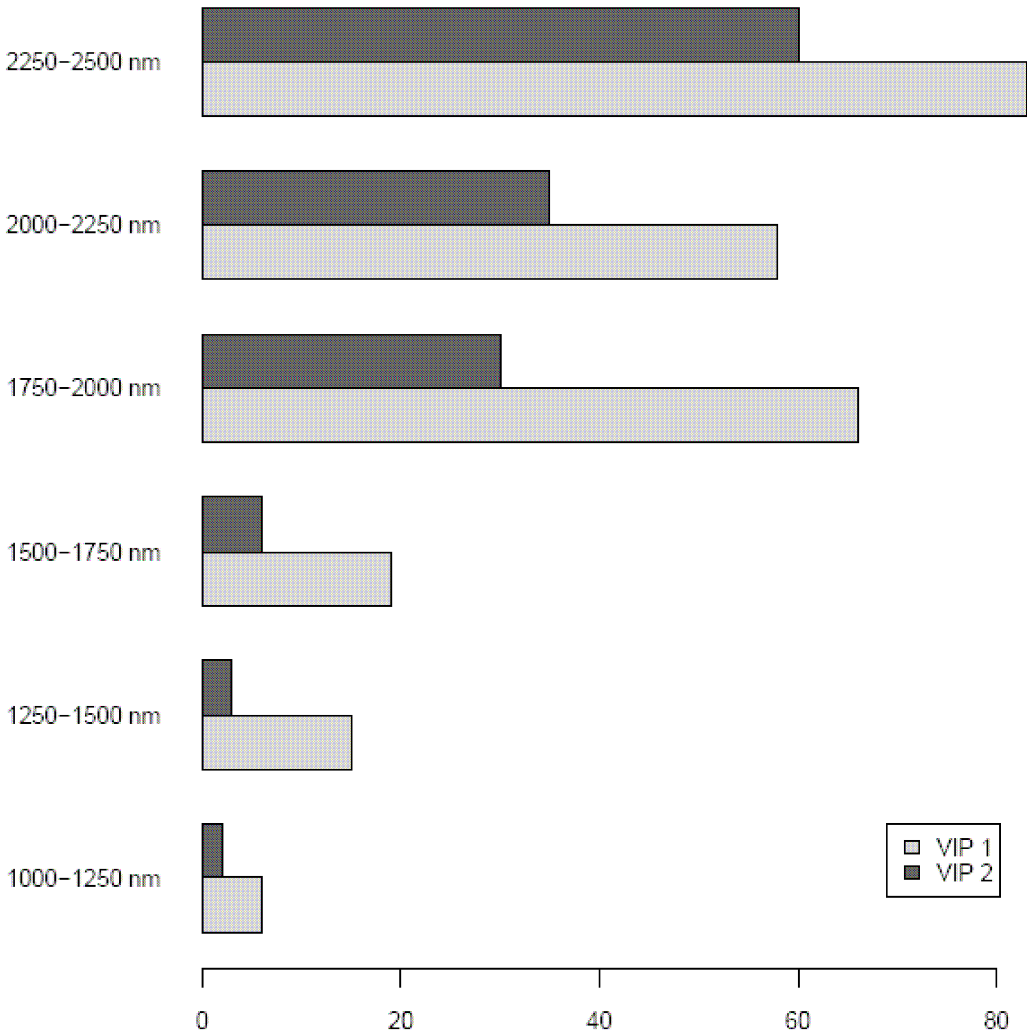


Figure 13 Relative frequency (%) of selected wavelengths within NIR intervals after one (VIP 1) or two (VIP 2) steps of variable selection for microbial carbon* (C_{mic}).

*: similar results were obtained for all properties

For all biological properties, selected intervals contained wavelengths assigned to organic matter (e.g. 1725 nm, 1930 nm) by Ben-Dor et al. (1997) but also most signature wavelengths of microbial biomass identified by Vaidyanathan et al. (1999), except for cellulase (Table 5).

Table 5 Selection of signature wavelengths of microbial biomass after two steps of the VIP method (VIP 2)

Property	Main absorbance peaks of biomass* (nm)							
	1580	1690	1730	1760	2060	2270	2310	2350
Potential denitrification	N	Y	Y	N	Y	Y	Y	Y
Potential nitrification	N	N	Y	Y	Y	Y	Y	N
Microbial carbon (C_{mic})	N	N	Y	N	Y	Y	Y	Y
$C_{mic}:C_{org}$ ratio	N	Y	Y	N	Y	Y	Y	Y
Cellulase	Y	N	N	N	N	N	N	N
FDA Hydrolase (Fdase)	Y	N	Y	N	Y	Y	Y	Y

Abbreviations:

Y = wavelengths corresponding to biomass peak selected

N = wavelengths corresponding to biomass peak deleted

*: determined by Vaidyanathan et al. (1999)

Thus, our models for biological properties could reflect not only changes in macronutrient availability (amount and quality) which control soil biological activity (Palmborg and Nordberg, 1996; Rinnan and Rinnan, 2007) but also information directly related to microbial biomass even if mean C_{mic} represents only 1.5 mg g⁻¹ soil (Table 3).

Improvement of models with variable selection is obvious and should be generalized when using PLSR. Despite the increasing use of NIRS in Soil Science, this strategy has been

applied only once: Palmborg and Nordberg (1993) selected 15 wavelengths within NIR spectra of soil samples according to their regression coefficients. But selecting intervals is more robust than working with few selected variables (Höskuldsson, 2001).

Our approach of wavelength selection in NIR spectra with the VIP method provided PLSR models with a reliable prediction performance for microbiological properties of soil and earthworm casts. Next step will be the validation of these models on independent samples. One possible application could be mapping soil conditions with fair predictive precision.

Acknowledgements

This study was part of the Forest Focus IRISE project (Coordinator: M. Vennetier, <http://irise.mediasfrance.org/>). Authors are grateful to J. Grenet, S. Figarol, F. Ruaudel, N. Guillaumaud, Y. Paillet, B. Couchaud for their technical support and to participants of Grenoble workshop "NIRS in Soil Science" (<http://spirsolgrenoble2007.free.fr/>) for their valuable comments. This work was supported by the French Agency for Environment and Energy Management (ADEME) and Cemagref.

References (Chapter II)

Adam, G., Duncan, H., 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (fda) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 943-951.

Anderson, J.P.E., Domsch, K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221.

Beare, M.H., Neely, C.L., Coleman, D.C., Hargrove, W.L., 1990. A substrate-induced respiration (sir) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 585-594.

Ben-Dor, E., Inbar, Y., Chen, Y., 1997. The reflectance spectra of organic matter in the visible near-infrared and short wave infrared region (400–2500 nm) during a controlled decomposition process. *Remote Sensing of Environment* 61, 1-15.

Cécillon, L., Brun, J.J., 2007. Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS): a practical tool for the assessment of soil carbon and nitrogen budget. In: Jandl, R., Olsson, M. (Eds.), *COST Action 639 : Greenhouse-gas budget of soils under*

changing climate and land use (BurnOut). Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna, pp. 103-110.

Chessel, D., Dufour, A.B., Thioulouse, J., 2004. The ade4 package - I : One-table methods. *R News* 4, 5-10.

Chong, I.G., Jun, C.H., 2005. Performance of some variable selection methods when multicollinearity is present. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 78, 103-112.

Cohen, M.J., Prenger, J.P., DeBusk, W.F., 2005. Visible-near infrared spectroscopy for rapid, non-destructive assessment of wetland soil quality. *Journal of Environmental Quality* 34, 1422-1434.

Deng, S.P., Tabatabai, M.A., 1994. Cellulase activity of soils. *Soil Biology Biochemistry* 26, 1347-1354.

Fearn, T., 2000. Savitsky-Golay filters. *NIR news* 11, 6, 14.

Foley, W.J., McIlwee, A., Lawler, I.R., Aragonés, L., Woolnough, A., Berding, N., 1998. Ecological applications of near-infrared spectroscopy - a tool for rapid, cost-effective prediction of the composition of plant and animal tissues and aspects of animal performance. *Oecologia* 116, 293-305.

Hedde, M., Lavelle, P., Joffre, R., Jiménez, J.J., Decaëns, T., 2005. Specific functional signature in soil macro-invertebrates biostructures. *Functional Ecology* 19, 785-793.

Höskuldsson, A., 2001. Variable and subset selection in PLS regression. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 55, 23-38.

IUSS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resources 2006. *World Soil Resources Reports No. 103*. FAO, Rome, 128 pp.

Lensi, R., Mazurier, S., Gourbiere, F., Josserand, A., 1986. Rapid-determination of the nitrification potential of an acid forest soil and assessment of its variability. *Soil Biology and Biochemistry* 18, 239-240.

Martens H.A., Dardenne P., 1998. Validation and verification of regression in small data sets. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 44, 99-121.

Mevik, B.H., Wehrens, R., 2007. The pls package: principal component and partial least squares regression in R. *Journal of Statistical Software* 18, 2, 1-24.

NF ISO 10390, 2005. Soil quality, determination of pH. AFNOR, 7 pp.

NF ISO 10694, 1995. Qualité du sol, dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire). AFNOR, 7 pp.

NF ISO 13878, 1998. Soil quality, determination of total nitrogen content by dry combustion ("elemental analysis"). AFNOR, 5 pp.

Palmborg, C., Nordgren, A., 1993. Modelling microbial activity and biomass in forest soil with substrate quality measured using near infrared reflectance spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 1713-1718.

Palmborg, C., Nordgren, A., 1996. Partitioning the variation of microbial measurements in forest soils into heavy metal and substrate quality dependent parts by use of near infrared spectroscopy and multivariate statistics. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 711-720.

R Development Core Team, 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reeves, III, J.B., McCarty, G.W., Meisinger, J.J., 2000. Near infrared reflectance spectroscopy for the determination of biological activity in agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 8, 161-170.

Rinnan, R., Rinnan, A., 2007. Application of near infrared reflectance (NIR) and fluorescence spectroscopy to analysis of microbiological and chemical properties of arctic soil. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1664-1673.

Roger, J.M., Bellon-Maurel, V., 2000. Using genetic algorithms to select wavelengths in near-infrared spectra : application to sugar content prediction in cherries. *Applied Spectroscopy* 54, 1313-1320.

Smith, M. S., Tiedje, J. M., 1979. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 11, 261-267.

Tenenhaus, M., 1998. La régression PLS. Editions Technip, Paris, 254 pp.

Terhoeven-Urselmans, T., Schmidt, H., Joergensen, R.G., Ludwig, B., 2008. Usefulness of near-infrared spectroscopy to determine biological and chemical soil properties: Importance of sample pre-treatment. *Soil Biology and Biochemistry*, doi:10.1016/j.soilbio.2007.12.011.

Tiedje, J. M., Simkins, S., Groffman, P. M., 1989. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. *Plant and Soil* 115, 261-284.

Vaidyanathan, S., Macaloney, G., McNeil, B., 1999. Fundamental investigations on the near-infrared spectra of microbial biomass as applicable to bioprocess monitoring. *The Analyst* 124, 157-162.

Velasquez, E., Pelosi, C., Brunet, D., Grimaldi, M., Martins, M., Rendeiro, A.C., Barrios, E., Lavelle, P., 2007. This ped is my ped: Visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. *Pedobiologia* 51, 75-87.

Williams, P.C., 1993. What does the raw material have to say? *NIR news* 4, 5, 13.

Yoshinari, T., Hynes, R., Knowles, R., 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 9, 177-183.

Chapitre III

Prédiction d'indices de qualité du sol par analyse SPIR dans une chronoséquence de feux de forêts

Les incendies de forêts constituent un aléa important dans les forêts méditerranéennes. Bien que le feu soit un facteur écologique naturel connu depuis des décennies (Rundel, 1981), la répétition des incendies sous l'effet conjugué des modifications climatiques et des actions anthropiques (déclenchement volontaire d'incendies notamment) est susceptible de causer des dommages importants et peut-être irréversibles aux écosystèmes forestiers méditerranéens et à leur système écologique sol en particulier. Dans ce contexte, il est essentiel de disposer d'indicateurs opérationnels efficaces (i.e. facilement mobilisables, fiables et à moindre coût) pour évaluer les modifications de qualité environnementale générées par la perturbation liée aux incendies. Malgré la prise de conscience de l'importance des sols pour les sociétés humaines, les travaux consacrés à la détermination d'indices de qualité des sols n'ont jusqu'à présent débouché que sur des

indicateurs encore bien trop coûteux et complexes qui exigent trop souvent un degré d'expertise élevé pour être mesurés et interprétés. Pourtant, depuis quelques années, la Commission Européenne a défini comme prioritaire la mise à disposition de l'ensemble des utilisateurs des sols, d'indicateurs économiquement réalistes reflétant leur qualité spécifique. Cette qualité spécifique, comme on l'a décrit plus haut dans l'introduction de la thèse, doit correspondre à des fonctions, des services remplis par les sols en faveur des sociétés humaines ou encore à des menaces pesant sur les sols (European Commission, 2006 ; Morvan et al., 2008).

Dans ce troisième chapitre de la thèse, nous testons l'application de trois indices spécifiques de qualité des sols quantifiant chacun la fourniture d'un service écosystémique par les sols. Ces indicateurs spécifiques sont issus de l'approche GISQ de Velasquez et al. (2007). Seuls les sous-indicateurs correspondant à des indicateurs spécifiques de qualité sont calculés, car correspondant à la vision d'une qualité fonctionnelle des sols centrée sur les besoins humains relatifs à cette ressource adoptée dans la thèse. Chaque indicateur spécifique est obtenu à partir de la valeur de propriétés du sol associées au service étudié. La valeur de chaque indice est ensuite normalisée entre 0.1 et 1, un score plus fort indiquant une fourniture améliorée du service, donc une meilleure qualité des sols par rapport à ce service particulier.

Le calcul de ces indicateurs impliquant la détermination de nombreuses propriétés des sols dont les analyses sont longues et coûteuses, un des objectifs de ce chapitre est de déterminer les capacités de la spectroscopie proche infrarouge pour la prédiction de ces indices spécifiques de qualité des sols. Comme dans le chapitre précédent, les capacités de la SPIR pour la prédiction des trois indices spécifiques sont évaluées par des modèles de régression des moindres carrés partiels entre les indices calculés (trois indices par échantillon) et les spectres proche infrarouge des échantillons.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article accepté dans la revue Science of the Total Environment :

L. Cécillon, N. Cassagne, S. Czarnes, R. Gros, M. Vennetier, J.J. Brun, 2008. Predicting soil quality indices with near infrared analysis in a wildfire chronosequence. Science of the Total Environment, in press, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.029>

Predicting soil quality indices with near infrared analysis in a wildfire chronosequence

Lauric Cécillon^{1,2}, Nathalie Cassagne³, Sonia Czarnes⁴, Raphaël Gros⁵, Michel Vennetier⁶,
Jean-Jacques Brun¹

¹ Cemagref Grenoble, Mountain Ecosystems Research Unit

Address: 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères, France

² French Agency for Environment and Energy Management (ADEME)

Address: 2 square La Fayette, BP 90406, 49004 Angers cedex 01, France

³ INRA, URFM, Ecologie des Forêts Méditerranéennes, UR 629

Address: Domaine Saint Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon cedex 9, France

⁴ Université de Lyon, Université Lyon 1, CNRS UMR5557; INRA USC 1193, Ecologie
Microbienne

Address: Bât G. Mendel, 43 bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne, France

⁵ Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie (IMEP)

Address: Facultés des Sciences St-Jérôme, Boîte 452, 13397 Marseille cedex 20, France

⁶ Cemagref Aix en Provence, Mediterranean Ecosystems and Risks Research Unit

Address: 3275 Route de Cezanne, CS 40061, 13182 Aix en Provence Cedex 5, France

Abstract

We investigated the power of near infrared (NIR) analysis for the quantitative assessment of soil quality in a wildfire chronosequence. The effect of wildfire disturbance and soil engineering activity of earthworms on soil organic matter quality was first assessed with principal component analysis of NIR spectra. Three soil quality indices were further calculated using an adaptation of the method proposed by Velasquez et al. (2007), each one addressing an ecosystem service provided by soils: organic matter storage, nutrient supply and biological activity. Partial least squares regression models were developed to test the predicting ability of NIR analysis for these soil quality indices. All models reached coefficients of determination above 0.90 and ratios of performance to deviation above 2.8. This finding provides new opportunities for the monitoring of soil quality, using NIR scanning of soil samples.

Keywords

NIRS; Soil quality; Soil health; Soil monitoring; GISQ; Soil biogenic structures

1. Introduction

Since the call of Haberern (1992) for a soil health index, several soil quality indices have been proposed (e.g. Breure, 2004). To be practical for management, such indicators should incorporate relevant information on physical, chemical and biological condition of soils (e.g. Doran and Safley, 1997; Zornoza et al., 2007). They should preferably be designed to assess a specific soil function (Andrews et al., 2004), a soil ecosystem service (Velasquez et al., 2007) or a soil threat (Morvan et al., 2008) in order to avoid the subjectivity of the soil quality paradigm debated in soil research (e.g. Sojka and Upchurch, 1999). GISQ, a general indicator of soil quality based on the provision of soil ecosystem services (Velasquez et al., 2007) fulfils most of these critical requirements. But since many soil analyses are involved, its implementation at the landscape scale remains too expensive and time consuming.

Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is a rapid analytical technique involving diffuse reflectance measurement in the near infrared (NIR) region (1000-2500 nm). NIR spectra depend on the number and type of chemical bonds in the analysed material (Foley et al., 1998). NIR analysis is now widely used to predict soil carbon and nitrogen content (e.g. Brunet et al., 2007; Cécillon and Brun, 2007; Stevens et al., 2008). Its efficiency to predict soil biological properties (Cécillon et al., 2008) and to discriminate soil biogenic structures (e.g. earthworm casts) from surrounding soil (Hedde et al., 2005) has also been demonstrated. Recent developments of NIRS in soil research have shown its potential for a global assessment of soil quality (Vågen et al., 2006; Shepherd and Walsh, 2007) by discriminating different land-use types and soil degradation categories (Velasquez et al., 2005; Cohen et al., 2006; Awiti et al., 2008). However, the predictive capacity of NIRS for specific soil quality indices has not been assessed. In addition, the impact of an ecological factor such as wildfire (Rundel, 1981) on soil quality has not been tested in-situ with NIRS.

The objectives of this study were to assess (i) the efficiency of NIRS to detect the effect of wildfire and soil engineering activity of earthworms on soil organic matter (SOM) quality; (ii) the potential of NIRS for predicting soil quality indices derived from GISQ.

2. Material and methods

Soil samples were collected in the Maures mountains (Var, France) during spring 2007 in 25 plots depicting a heterogeneous mosaic of Mediterranean forests ecosystems generated by various wildfire frequencies. All soils were classified as Cambisols (IUSS Working Group WRB, 2006). Research plots were grouped into three classes depending on the time (t) since last fire (3 years, 16 years, > 50 years), each one including plots from different locations in the Maures mountains. In each plot, we collected two composite samples. One was made of earthworm casts collected at the soil surface, and the other one was made of twenty topsoil (0-5 cm) subsamples.

For each sample, analyses addressing three soil ecosystem services were performed, according to Velasquez et al. (2007). Organic matter storage was assessed with organic carbon, total and mineral nitrogen content; nutrient supply was evaluated with pH and exchangeable cations (Ca, Mg, K, Na, CEC) and biological activity was assessed through microbiological parameters (microbial carbon, two extracellular enzymes –FDA hydrolase, cellulase– potential denitrification and microbial carbon to organic carbon ratio). The results of these soil analyses and their basic statistics are summarized in Table 6.

Three subindicators (SI) of soil quality reflecting the provision of each soil ecosystem service assessed were computed using a modified version of the GISQ approach (Velasquez et al., 2007). Briefly, for each group of variables (organic matter, nutrient supply, biological activity) we performed a principal components analysis (PCA) and a discriminant analysis (DA) to check the ability of groups of variables to significantly discriminate the six sample classes (three wildfire disturbances for two soil categories). Each of the three SI for one sample q is the sum of the n reduced variables (v_1-v_n , with $n = 4$ for organic matter, $n = 6$ for nutrient supply and $n = 5$ for biological activity) multiplied by their respective weight in the determination of axes 1 and 2 (w_1-w_n) of the PCA:

$$SI_q = w_1v_1 + w_2v_2 + \dots + w_nv_n$$

The set of values of each SI measured with the initial formula are finally reduced to constrain their variations within the range 0.1–1.0 using an homothetic transformation. Higher SI values indicate more ecosystem services produced, thereby an improved soil quality (Velasquez et al., 2007). Since the focus of this paper was on predicting specific soil quality indices (SI) with NIRS, no attempt was made to calculate a final GISQ value for each sample. The effect of wildfire disturbance and soil category on each SI was further assessed by analyses of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) test.

Table 6 Laboratory methods of soil analyses and summary statistics of reference data

Soil ecosystem service	Property	Mean	SD	Reference method
Organic matter	Organic carbon (g kg ⁻¹)	52.2	28.0	NF ISO 10694 (1995)
	Total nitrogen (g kg ⁻¹)	2.94	1.43	NF ISO 13878 (1998)
	N – NO ₃ (mg kg ⁻¹)	17.5	26.1	Krom (1980)
	N – NH ₄ (mg kg ⁻¹)	21.7	25.6	Krom (1980)
Nutrient supply	pH in H ₂ O	6.42	0.34	NF ISO 10390 (2005)
	CEC (cmol+ kg ⁻¹)	15.5	5.1	NF X 31-130 (1999)
	Ca exch. (cmol+ kg ⁻¹)	11.2	4.1	NF X 31-108 (2002)
	Mg exch. (cmol+ kg ⁻¹)	2.42	1.07	NF X 31-108 (2002)
	K exch. (cmol+ kg ⁻¹)	0.72	0.27	NF X 31-108 (2002)
	Na exch. (cmol+ kg ⁻¹)	0.14	0.06	NF X 31-108 (2002)
Biological activity	Potential denitrification (µg N g ⁻¹ dw h ⁻¹)	0.26	0.23	Yoshinari et al. (1977); Smith and Tiedje (1979); Tiedje et al. (1989)
	Microbial carbon (mg g ⁻¹)	1.50	0.65	Anderson and Domsch (1978); Beare et al. (1990)
	Microbial carbon to organic carbon ratio	0.030	0.007	
	Cellulase (U ₁ g ⁻¹ dw)	0.015	0.008	Deng and Tabatabai (1994)
	FDA hydrolase (U ₂ g ⁻¹ dw)	0.0013	0.0004	Adam and Duncan (2001)

Abbreviations:

n = number of samples used to calculate summary statistics, to perform PCA and DA

SD = standard deviation; FDA = fluorescein di-acetate; dw = dry weight equivalent;

U_1 = μmol of glucose released min^{-1} ; U_2 = μmol of fluorescein released min^{-1}

exch. = exchangeable

Diffuse reflectance measurements (1000-2500 nm) were carried out for each sample using a Fourier-transform NIR spectrophotometer Antaris II (Thermo electron) at a resolution $\Delta\lambda = 0.5$ nm ($\Delta\lambda$ is the smallest difference in wavelengths that can be distinguished) resulting in 6224 absorbance values per spectrum. The discrimination efficiency of NIR analysis for the six sample classes was assessed with a PCA of NIR spectra, using first derivative as spectral preprocessing. The unconstrained ordination of samples obtained with PCA illustrates the power of NIR data for a blind discrimination of samples without any a priori assumption on sample classes. Predictive ability of NIR analysis for the three soil quality indices was assessed through partial least square regression (PLSR, Tenenhaus, 1998). One NIR-PLSR model was built for each SI. Spectral pretreatment for PLSR included second derivative of spectra with selection of most important wavelengths by the variable importance on the projection (VIP) method (Wold et al., 1993), as described in a previous study using the same data set (Cécillon et al., 2008). The VIP method computes a score for each wavelength corresponding to a measure of its importance in the NIR-PLSR model. Only influential wavelengths with a VIP score greater than 1 were kept in the model. A new PLSR was then performed with selected wavelengths. The prediction performance of each obtained PLSR model was assessed by a full-model leave-one-out cross-validation (X-Val).

Statistical treatments were conducted using R software version 2.6.1 (R Development Core Team, 2007) with ade4 package for PCA and DA (Chessel et al., 2004), pls package for PLSR (Mevik and Wehrens, 2007) and the VIP algorithm of Chong and Jun (2005) as implemented for R software by B.H. Mevik.

3. Results and discussion

3.1. Tracking changes in soil quality with PCA of NIR spectra

The first two factors explained respectively 54 % and 20 % of the total variance in the PCA of NIR spectra (Figure 14).

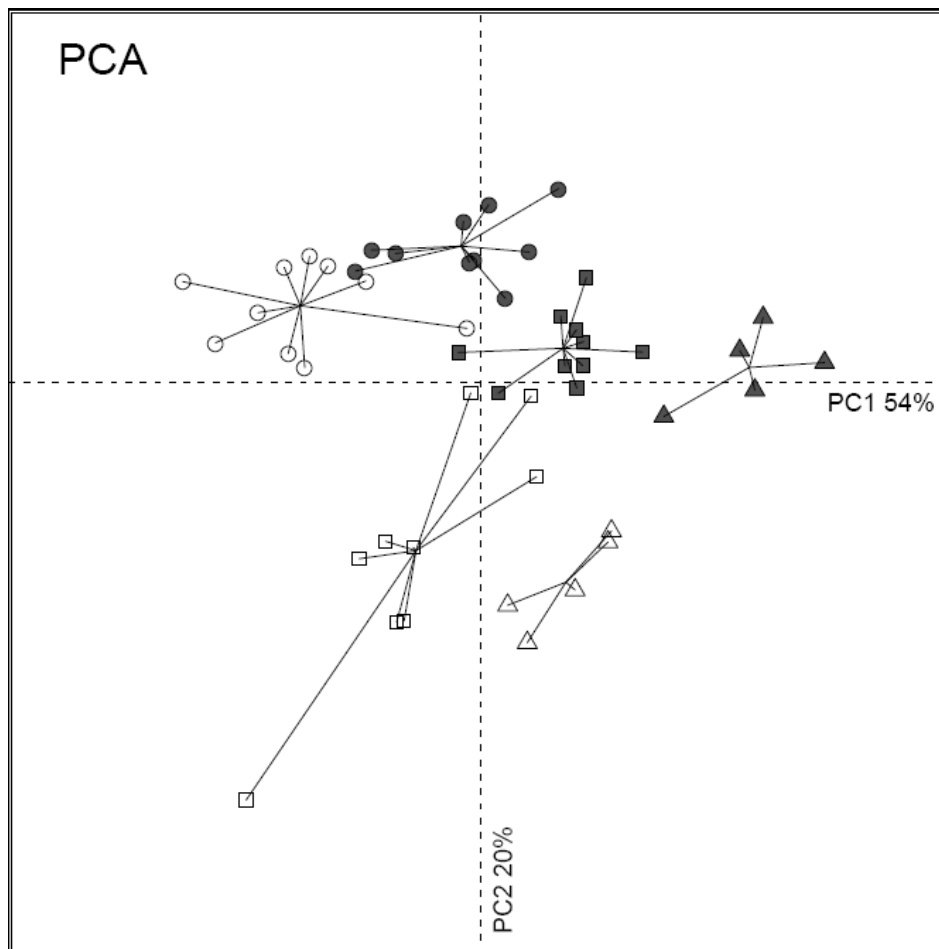


Figure 14 Principal component analysis of all samples calculated from the first derivative of the full NIR spectrum (1000-2500 nm). Grey symbols correspond to topsoil samples, white symbols are earthworm casts. Different symbols correspond to wildfire disturbance as described in the text (t = 3 years = circles; t = 16 years = squares; t > 50 years = triangles).

Abbreviation:

PC = principal component

Axis 1 of PCA discriminated samples according to wildfire disturbance with steadily increasing scores from recently burned plots ($t = 3$ years) to control plots ($t > 50$ years), with an important contribution of the 1000 nm to 1800 nm range of wavelengths (Table 7). This result supports previously published studies (e.g. Pietikäinen and Fritze, 1995) describing a strong effect of fire on NIR spectra of soil samples usually explained by a change in organic matter quality after thermal modification of pre-existing C forms or production of pyrolysis compounds in burned soils (e.g. Gonzales-Pérez et al., 2004). However, this thermal effect on organic matter quality could not be assigned directly to organic carbon compounds since absorption bands of such compounds can be found throughout the NIR region (e.g. Malley et al., 2004). Axis 2 of PCA distinguished topsoil samples from soil biogenic structures, although discrimination was rather absent in recently burned plots (Figure 14). This result confirms the findings of Hedde et al. (2005) who identified specific functional signatures in NIR spectra of soil biogenic structures reflecting the deep change in SOM quality associated with the casting activity of earthworms. The detailed analysis of the PCA loadings for axis 2 revealed an important contribution of five NIR intervals within the range 1850-2500 nm (Table 7).

Table 7 Wavelength intervals with highest loadings for the first two axes in the principal component analysis of NIR spectra

PCA axes	Main spectral intervals (nm)
PC 1 (Wildfire disturbance)	1000-1200; 1223-1351; 1510-1620; 1726-1827
PC 2 (Soil category)	1857-1903; 1920-1994; 2017-2086; 2223-2294; 2402-2500

Abbreviation:

PC = principal component

This spectral region which also contains absorption bands assigned to organic carbon compounds was associated to soil microbiological activity in a previous study using the same

NIR spectra (Cécillon et al., 2008). Earthworm effect on soil quality could thus be linked to changes in SOM quality and soil microbial processes (e.g. potential denitrification and potential nitrification).

3.2. NIR-PLSR models to predict specific soil quality indices

DA of the three groups of variables (organic matter, nutrient supply and biological activity) significantly classified each sample category ($p < 0.001$). No variables were removed from each group in the construction of the three SI. Soil biogenic structures obtained stronger SI values than topsoil samples for each soil quality indices ($p < 0.001$, Figure 15) stressing the importance of earthworms as ecosystem services providers (Lavelle et al., 2006). Earthworm casts were also characterized by a greater range of SI scores than topsoils except for SI biological activity (Figure 15). Fire effect on soil quality indices was weaker (Figure 15) but performing ANOVA tests revealed some clear trends. A significant increase ($p < 0.001$) in “SI Organic matter” was observed from recently burned plots ($t = 3$ years) to less disturbed plots ($t = 16$ years and $t > 50$ years). This trend was true for both topsoil and casts samples, indicating a recovery of SOM content after a wildfire event during vegetation regrowth. A significant effect ($p < 0.01$) of wildfire on “SI Biological activity” was also observed with control plots ($t > 50$ years) obtaining higher values than disturbed plots ($t = 3$ years and $t = 16$ years). This result suggests a long-term (> 16 years) negative effect of wildfire disturbance on the living soil. No effect of wildfire on “SI Nutrient supply” could be detected by ANOVA tests. PLSR models for the three soil quality indices reached “reasonable” (Williams, 1993) X-Val statistics with cross-validated coefficients of determination (Q^2) above 0.90 and ratio of performance to deviation (RPD) above 2.8 (Figure 15). These results are the first attempt of quantitative prediction of specific soil quality indices with NIRS. They confirm previously published studies which emphasized the potential of NIR analysis for a global assessment of soil quality (e.g. Velasquez et al., 2005; Cohen et al., 2006; Vågen et al., 2006).

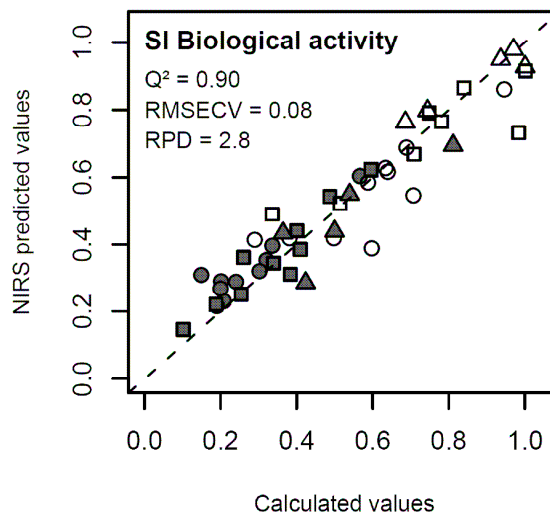
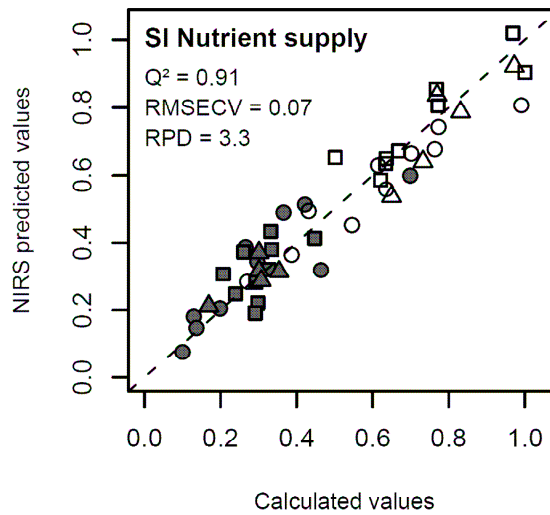
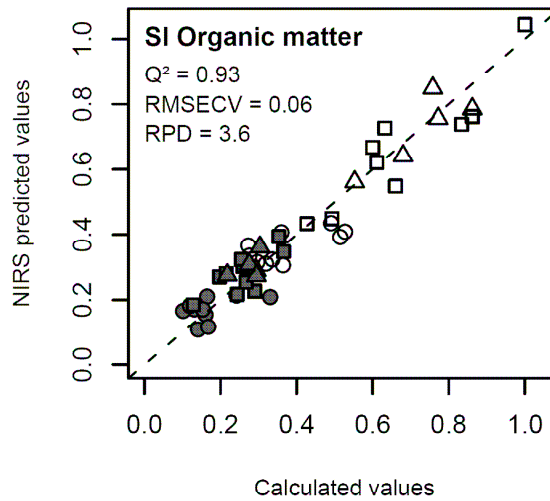


Figure 15 Scatter plots of NIRS predicted vs. calculated values for soil quality indices and X-Val results of PLSR models. The dashed lines indicate 1:1. The meaning of symbols is detailed in figure 14.

Abbreviations:

Q^2 = cross-validated R^2

RMSECV = root mean squared error of cross-validation

RPD = ratio of performance-to-deviation (calculated as $RPD = SD / RMSECV^{-1}$)

4. Summary and conclusion

This study demonstrates that NIR analysis can be used as a powerful and inexpensive substitute for soil quality assessments compared to the conventional analysis. PCA of NIR spectra enabled rapid tracking of changes in soil quality driven by a disturbance such as wildfire. Soil quality indices derived from an adaptation of the GISQ method were accurately predicted by PLSR of NIR spectra. Both approaches stressed the role of earthworms as soil ecosystem engineers, which improve soil quality through providing ecosystem services such as an increase in nutrient cycling, biological activity and SOM content. Our findings could have strong implications regarding programs for soil quality monitoring. Future studies should test the success of this strategy for larger and more variable data sets including different soil types. The current development of soil spectral libraries and the implementation of new chemometric techniques in soil spectroscopy research could facilitate this task.

Acknowledgements

This study was part of the IRISE project (<http://irise.mediasfrance.org/>) funded by the European Union, Forest Focus Regulation (No 2152/2003) and the French Ministry of Agriculture and Fisheries. The work was supported by the French Agency for Environment and Energy Management (ADEME) and Cemagref. Authors are grateful to J. Grenet, S. Figarol, F. Ruaudel, N. Guillaumaud, Y. Paillet, B. Couchaud for their technical support. Y. Paillet, participants of the second plenary meeting of the COST Action 639, October 2007, Barcelona, Spain (<http://www.ub.edu/cost639/>) and two anonymous reviewers are thanked for their valuable comments.

References (Chapter III)

- Adam, G., Duncan, H.** Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (fda) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 2001; 33: 943-951.
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H.** A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 1978; 10: 215-221.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A.** The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal* 2004; 68: 1945-1962.
- Awiti, A.O., Walsh, M.G., Shepherd, K.D., Kinyamario, J.** Soil condition classification using infrared spectroscopy: A proposition for assessment of soil condition along a tropical forest-cropland chronosequence. *Geoderma* 2008; 143: 73-84.
- Beare, M.H., Neely, C.L., Coleman, D.C., Hargrove, W.L.** A substrate-induced respiration (sir) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biology and Biochemistry* 1990; 22: 585-594.
- Breure, A.M.** Ecological soil monitoring and soil quality assessment. In: Doelman, P., Eijsackers, H., editors. *Vital Soil: Function, Value, and Properties. Developments in Soil Science*, 29. Elsevier, 2004, pp. 281-306.
- Brunet, D., Barthès, B.G., Chotte, J.L., Feller, C.** Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: Effects of sample grinding and set heterogeneity. *Geoderma* 2007; 139: 106-117.
- Cécillon, L., Brun, J.J.** Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS): a practical tool for the assessment of soil carbon and nitrogen budget. In: Jandl, R., Olsson, M., editors. *COST Action 639 : Greenhouse-gas budget of soils under changing climate and land use (BurnOut)*. Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna, 2007, pp. 103-110.
- Cécillon, L., Cassagne, N., Czarnes, S., Gros, R., Brun, J.J.** Variable selection in near infrared spectra for the biological characterization of soil and earthworm casts. *Soil Biology and Biochemistry* 2008; 40: 1975-1979.
- Chessel, D., Dufour, A.B., Thioulouse, J.** The ade4 package - I : One-table methods. *R News* 2004; 4: 5-10.
- Chong, I.G., Jun, C.H.** Performance of some variable selection methods when multicollinearity is present. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 2005; 78: 103-112.
- Cohen, M.J., Dabral, S., Graham, W.D., Prenger, J.P., Debusk, W.F.** Evaluating ecological condition using soil biogeochemical parameters and near infrared reflectance spectra. *Environmental Monitoring and Assessment* 2006; 116: 427-457.
- Deng, S.P., Tabatabai, M.A.** Cellulase activity of soils. *Soil Biology Biochemistry* 1994; 26: 1347-1354.
- Doran, J.W., Safley, M.** Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, CE, Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., editors. *Biological indicators of soil health*. CAB International, 1997, pp. 1-28.
- Foley, W.J., McIlwee, A., Lawler, I.R., Aragonés, L., Woolnough, A., Berding, N.** Ecological applications of near-infrared spectroscopy - a tool for rapid, cost-effective prediction of the composition of plant and animal tissues and aspects of animal performance. *Oecologia* 1998; 116: 293-305.
- Gonzalez-Pérez, J.A., Gonzalez-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H.** The effect of fire on soil organic matter - a review. *Environment International* 2004; 30: 855-870.

- Haberern, J.** Viewpoint: A Soil health index. *Journal of Soil and Water Conservation* 1992; 47: 6.
- Hedde, M., Lavelle, P., Joffre, R., Jiménez, J.J., Decaëns, T.** Specific functional signature in soil macro-invertebrates biostructures. *Functional Ecology* 2005; 19: 785-793.
- IUSS Working Group WRB** World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome, 2006, 128 pp.
- Krom M. D.** Spectrophotometric determination of ammonia : A study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *The Analyst* 1980; 105: 305-316.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P.** Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 2006; 42: S3-S15.
- Malley, D.F., Martin, P.D., Ben-Dor, E.** Application in analysis of soils. In: Roberts, C.A., editor. Near-infrared spectroscopy in agriculture. *Agronomy Monograph* 44. American society of agronomy, Crop science society of America, Soil science society of America, 2004, pp. 729-784.
- Mevik, B.H., Wehrens, R.** The pls package: principal component and partial least squares regression in R. *Journal of Statistical Software* 2007; 18: 2, 1-24.
- Morvan, X., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R.J.A., Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Stephens, M., Kibblewhite, M.G.** Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment* 2008; 391: 1-12.
- NF ISO 10390** Soil quality, determination of pH. AFNOR, 2005, 7 pp.
- NF ISO 10694** Qualité du sol, dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire). AFNOR, 1995, 7 pp.
- NF ISO 13878** Soil quality, determination of total nitrogen content by dry combustion ("elemental analysis"). AFNOR, 1998, 5 pp.
- NF X 31-108** Qualité des sols, détermination des cations Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺ extractibles par l'acétate d'ammonium, méthode par agitation. AFNOR, 2002, 8 pp.
- NF X 31-130** Qualité des sols, méthodes chimiques, détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations extractibles. AFNOR, 1999, 15 pp.
- Pietikäinen, J., Fritze, H.** Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 1995; 27: 101-109.
- R Development Core Team** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2007.
- Rundel, P.W.** Fire as an ecological factor. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H., editors. *Physiological plant ecology I*. Springer-Verlag, New York, USA, 1981, pp. 501-538.
- Shepherd, K.D., Walsh, M.G.** Review: Infrared spectroscopy—enabling an evidence-based diagnostic surveillance approach to agricultural and environmental management in developing countries. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 2007; 15: 1-19.
- Smith, M.S., Tiedje, J.M.** Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 1979; 11: 261-267.

- Sojka, R.E., Upchurch, D.R.** Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal* 1999; 63: 1039-1054.
- Stevens, A., van Wesemael, B., Bartholomeus, H., Rosillon, D., Tychon, B., Ben-Dor, E.** Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils. *Geoderma* 2008; 144: 395-404.
- Tenenhaus, M.** La régression PLS. Editions Technip, Paris, 1998, 254 pp.
- Tiedje, J.M., Simkins, S., Groffman, P.M.** Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. *Plant and Soil* 1989; 115: 261-284.
- Vágen T-G., Shepherd K.D., Walsh M.G.** Sensing landscape level change in soil quality following deforestation and conversion in the highlands of Madagascar using Vis-NIR spectroscopy. *Geoderma* 2006; 133: 281-294.
- Velasquez, E., Lavelle, P., Barrios, E., Joffre, R., Reversat, F.** Evaluating soil quality in tropical agroecosystems of Colombia using NIRS. *Soil Biology & Biochemistry* 2005; 37: 889-898.
- Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M.** GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry* 2007; 39: 3066–3080.
- Williams, P.C.** What does the raw material have to say? *NIR news* 1993; 5: 13.
- Wold, S., Johansson, E., Cocchi, M.** PLS – Partial least-squares projections to latent structures. In: Kubinyi, H., editor. *3D QSAR in drug design; theory, methods and applications*. ESCOM Science publishers, Leiden, Holland, 1993, pp. 523-550.
- Yoshinari, T., Hynes, R., Knowles, R.** Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 1977; 9: 177-183.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., García-Orenes, F., Mataix-Beneyto, J., Morugán, A.** Evaluation of soil quality using multiple linear regression based on physical, chemical and biochemical properties. *Science of the Total Environment* 2007; 378: 233-237.

Conclusions (partie 1 de la thèse)

Nos travaux conduits sur le dispositif IRISE dans le massif des Maures, démontrent que la technologie de spectroscopie proche infrarouge (SPIR) possède une capacité intéressante pour l'étude de la qualité des sols et de ses changements dans le temps et dans l'espace.

Le premier article de cette partie 1 de la thèse (chapitre II) apporte un développement méthodologique important aux applications « sols » de la SPIR cherchant à prédire des paramètres du sol par régression linéaire multivariée. En effet, la stratégie de sélection de longueurs d'ondes dans le spectre proche infrarouge permet une amélioration systématique de la performance des modèles de régression des moindres carrés partiels.

Dans le cas des propriétés microbiologiques des sols étudiées dans cet article, notre stratégie de sélection de variables (méthode VIP) s'avère même décisive, puisqu'elle permet d'assurer une prédiction fiable, à l'échelle d'un massif montagneux, de propriétés impossibles à prédire en utilisant le spectre proche infrarouge dans sa globalité (1000-2500 nm dans notre cas). En outre, ces travaux démontrent pour la première fois la possibilité de prédire la dénitrification potentielle, et confirment la possibilité de prédire la nitrification

potentielle par SPIR. Ces deux paramètres microbiologiques des sols sont importants, notamment concernant l'émission de gaz à effet de serre (N_2O), lors des processus de nitrification et de dénitrification. La SPIR permet donc la prédiction simple, rapide et fiable de nombreuses propriétés microbiologiques des sols, dont les méthodes de mesures conventionnelles sont souvent très longues et coûteuses. Parmi celles-ci, le carbone microbien fait partie des variables biologiques minimales (MDS) à surveiller dans le cadre de l'évaluation de la qualité des sols.

Si les résultats de cette étude sont très encourageants pour la caractérisation biologique des sols par SPIR, les modèles mis au point nécessitent encore d'importants efforts d'amélioration, notamment par rapport à leur robustesse en validation indépendante (i.e. sur un jeu de données non utilisé lors de la phase de calibration). Dans cette étude, seule une validation croisée « leave-one-out » a été effectuée. Il s'agit cependant de la méthode de validation la plus fiable pour évaluer des modèles élaborés avec peu d'échantillons (40 à 120). Enfin les modalités physiques de la mesure SPIR en réflexion diffuse permettant la prédiction de constituants en concentration très faible dans les sols comme le carbone microbien, restent assez floues et incertaines. Il semble probable que ces prédictions soient en fait des prédictions indirectes dues aux corrélations de ces constituants mineurs avec d'autres constituants majeurs dans les sols. Cette hypothèse permettrait d'expliquer la capacité de la SPIR pour la prédiction de grandeurs liées à des processus comme la dénitrification potentielle et la nitrification potentielle. Prédiction directe ou prédiction indirecte des paramètres microbiologiques des sols, l'enjeu majeur reste finalement de calibrer des modèles robustes sur des jeux de données indépendants.

Le deuxième article de cette partie 1 de la thèse (chapitre III) démontre la capacité de la SPIR à fournir une mesure intégrée de la qualité globale des sols à l'échelle d'un massif montagneux comme celui des Maures.

L'analyse en composantes principales (PCA) des spectres proche infrarouge permet de fournir une empreinte de la qualité globale des sols, comme l'avaient démontré

Velasquez et al. (2005). Des différences entre le sol et les structures biogéniques produites par les vers anéciques peuvent ainsi être mises en évidence aisément, confirmant les résultats de Hedde et al. (2005). Par ailleurs, nos résultats démontrent pour la première fois que la stratégie d'analyse des spectres proche infrarouge par PCA permet de suivre des modifications de la qualité des sols sous l'effet d'un facteur écologique comme les incendies de forêts. Ces résultats représentent un apport important pour la recherche sur la qualité des sols, car un simple scan SPIR d'un jeu d'échantillons de sols permet de mettre en évidence des variations de qualité des sols dans l'espace ou dans le temps. Une telle stratégie pourrait être facilement implémentée en routine comme mesure de surveillance de la qualité des sols dans les réseaux dédiés à cette tâche, ou même dans le cas de suivis de certaines opérations privées pouvant affecter la qualité des sols. Dès la détection d'une modification de qualité, des analyses complémentaires recherchent le(s) paramètre(s) du sol affecté.

Le calcul d'indices spécifiques de qualité du sol rend possible l'évaluation de la réalisation de services écosystémiques rendus par les sols aux sociétés humaines. Les trois indices calculés en utilisant l'approche de Velasquez et al. (2007), représentant le stockage de matière organique, la fertilité et l'activité biologique dans les sols ont permis de mettre en évidence l'impact de l'activité des vers anéciques et de la perturbation générée par les incendies de forêts sur ces trois services spécifiques rendus par les sols. Nos résultats confirment l'importance des vers anéciques, ingénieurs de l'écosystème, pour améliorer sensiblement la qualité du sol (Lavelle & Spain, 2001). Les turricules obtiennent en effet des scores systématiquement plus élevés pour chacun des trois indicateurs spécifiques de qualité. La mise en œuvre de ces indicateurs permet également de mettre en évidence un effet des incendies de forêt sur la qualité des sols. Deux des trois indicateurs sont sensibles à ce facteur écologique : l'indicateur stockage de matière organique et l'indicateur activité biologique. Les feux de forêts diminuent de manière significative mais non irréversible la teneur en matière organique des sols et affectent fortement l'activité biologique des sols sur un pas de temps important (au moins deux décennies).

Une limite dans le calcul des trois indicateurs selon la méthode de Velasquez et al. (2007) est l'absence de prise en compte de la densité apparente des sols. De tels indicateurs ne permettent donc pas de quantifier de manière précise et définitive la fourniture de services écosystémiques par les sols. De plus, notre dispositif expérimental ne dispose pas d'écosystème référence véritable pour fournir une ligne de base avec des sols non affectés par les incendies. Les placettes témoins de l'étude ont en effet toutes brûlées au moins une fois avant les années 1950. Finalement, ces indicateurs spécifiques restent très utiles car ils permettent une évaluation de la qualité des sols objectivée (fourniture d'un service), l'idéal n'étant donc pas un écosystème référence choisi a priori comme c'est souvent le cas (e.g. écosystèmes forestiers dans le cas d'évaluation de la qualité des sols à l'échelle du paysage).

Les modèles de régression des moindres carrés partiels réalisés entre les indicateurs calculés et les spectres proche infrarouge de chaque échantillon ont révélé l'excellente performance de la SPIR pour la prédiction d'indices spécifiques de la qualité du sol. Ces résultats constituent la première démonstration d'une telle capacité pour la SPIR.

Toutefois, comme on l'a souligné plus haut pour le premier article de la partie 1, les performances des modèles obtenus ont été évaluées par validation croisée et nécessitent donc une étape supplémentaire de validation indépendante sur des jeux d'échantillons plus conséquents (> 120 échantillons).

Au final, nos résultats démontrent donc que la technologie SPIR répond à un enjeu majeur de la recherche sur la qualité des sols : fournir des indicateurs simples, rapides, fiables et répondant aux exigences de l'évaluation environnementale souhaitée par la Commission Européenne (évaluation d'une qualité spécifique des sols liée aux fonctions, services ou menaces pesant sur cette ressource).

Deuxième partie

Indicateurs de la qualité de sols forestiers dans
un gradient de microclimat du sol (Massif du Dévoluy)

Introduction : contexte et objectifs des travaux

Dans cette deuxième partie de la thèse, nous décrivons l'influence d'une modification environnementale dont les possibles conséquences négatives sur la qualité et le fonctionnement des sols des régions froides sont souvent mises en avant : les modifications de microclimat du sol. Comme on l'a vu plus haut (cf. introduction générale), de telles modifications sont généralement décrites comme des facteurs potentiels d'amplification des menaces de perte de biodiversité, de perte de matière organique et d'érosion; transformant des sols jusqu'alors puits de carbone en source pour l'atmosphère, menaçant la stabilité des sols de pente et diminuant leur capacité de résilience aux contraintes.

Cette partie de la thèse utilise le gradient « microclimat du sol » du massif du Dévoluy (site de Pellafol) présenté dans l'introduction générale. Nous testons l'efficacité de deux indicateurs pour rendre compte des conséquences de changements microclimatiques à long terme sur la qualité fonctionnelle de sols forestiers de montagne. Le bioindicateur nématodes est mis en œuvre afin d'analyser l'impact de cette contrainte sur la composante vivante des sols (Hypothèses de travail I ; II). La SPIR est utilisée pour étudier la dynamique sous contrainte d'un autre processus physique, chimique et biologique très impliqué dans la qualité fonctionnelle des sols : le processus d'agrégation (Hypothèses de travail I ; II ; III).

Nous testons donc dans cette seconde partie de la thèse l'ensemble de nos trois hypothèses de travail, à travers la réalisation de six objectifs précis :

- Mettre en évidence l'impact de la contrainte « microclimat du sol » sur la composante vivante du sol (Chapitre IV) ;
- Utiliser le bioindicateur nématodes pour rendre compte de la qualité globale des écosystèmes forestiers du site de Pellafol (Chapitre IV) ;
- Utiliser le bioindicateur nématodes pour analyser les conséquences de la contrainte microclimatique sur le processus de décomposition de la MOS (Chapitre IV) ;
- Etablir une classification fonctionnelle des macroagrégats du sol par SPIR (Chapitre V) ;
- Identifier des trajectoires d'agrégation spécifiques le long du gradient de contrainte par SPIR (Chapitre V) ;
- Comprendre les implications fonctionnelles des trajectoires d'agrégation vis-à-vis de deux menaces pour les sols : la perte de matière organique et l'érosion (Chapitre V).

Chapitre IV

L'analyse des communautés de nématodes, indicateur de la qualité fonctionnelle des sols

La diversité des nématodes pour évaluer la qualité fonctionnelle de sols forestiers dans un gradient de pédoclimat

Résumé

Les sols, ressources de base des sociétés humaines, abritent une immense diversité d'organismes qui participent activement à leur fonctionnement et à leur résilience face aux contraintes. La prise en compte de la dimension écologique du sol est donc essentielle dans l'élaboration de politiques de protection des sols. Parmi les organismes du sol, les nématodes représentent le groupe d'organismes pluricellulaires le plus abondant. Ils occupent des positions variées dans le réseau trophique du sol (e.g. prédateurs pour la microflore et la microfaune, parasites pour les végétaux) ce qui leur confère un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes. Les nématodes constituent ainsi un groupe intéressant pour la bioindication de la qualité du sol. Nous présentons une des premières applications d'indices basés sur l'assemblage des communautés de nématodes pour l'étude de la qualité fonctionnelle des sols dans des écosystèmes forestiers montagnards contrastés (hêtraie-sapinière ; pinède à crochets et zone écotone) situés sur un gradient de microclimat du sol. Nos résultats montrent que les communautés de nématodes sont modifiées le long du gradient de contrainte, tant au niveau de l'abondance des organismes que de la structure des communautés. L'abondance des nématodes augmente avec la température du sol, dans des formes d'humus plus actives. Le calcul de l'indice de maturité (MI) basé sur les stratégies démographiques des familles de nématodes permet de classer les sites d'étude comme matures (MI = 2.5), indiquant une faible perturbation anthropique. L'indice CI prenant en compte les préférences trophiques des 42 genres identifiés nous permet d'estimer les voies préférentielles de décomposition de la matière organique du sol. La voie bactérienne domine dans la hêtraie-sapinière (CI = 30) tandis que la voie fongique domine dans la pinède à crochets (CI = 60), dans des conditions de température plus froides.

Introduction

La qualité de l'environnement est une nouvelle exigence des sociétés dans les pays développés comme dans les pays en développement. Au cours du XX^{ème} siècle, des politiques environnementales ont établi des mesures de protection toujours plus strictes concernant la qualité de l'eau, de l'air, certaines espèces animales, végétales et leurs habitats ou encore la gestion des déchets. Malgré ces avancées significatives, les efforts pour mettre en application des mesures de protection des sols réellement efficaces n'ont pas abouti (European Soil Charter, 1972 ; World Soil Charter, 1982), et le projet de directive à l'échelle européenne n'a toujours pas été adopté. Le sol, couche supérieure de la croûte terrestre, constitue pourtant une des bases essentielles de la vie humaine (Gobat et al., 2003), qui n'a cessé de se dégrader au cours des dernières décennies (European Commission, 2006). Jusqu'à présent, seules des mesures nationales ont été prises depuis les années 70 pour protéger les multiples fonctions du sol, le plus souvent en réponse à des problèmes de contamination massive (Eijsackers, 2004). Toutefois, la création de réseaux de surveillance nationaux du sol comme le Réseau de Mesure de la Qualité du Sol (RMQS) en France semble indiquer une inflexion positive vers une politique harmonisée de protection du sol.

Comme on l'a vu dans l'introduction générale de cette thèse, un des obstacles majeurs à l'élaboration de réglementations officielles de protection du sol est la difficulté rencontrée pour mettre en place des indicateurs standardisés de qualité du sol. L'établissement d'une qualité de référence pour chaque type et usage de sol reste encore un défi. Enfin, la complexité du sol liée à son hétérogénéité spatiale et temporelle nécessite l'adoption d'indicateurs synthétiques rendant compte à la fois des paramètres physiques, chimiques et biologiques du sol (Schloter et al., 2003). Si des indicateurs physico-chimiques sont depuis longtemps utilisés en routine pour décrire le sol, l'utilisation d'indicateurs biologiques basés sur les organismes du sol est encore du domaine de la recherche. Au

cours de la dernière décennie, de nombreux chercheurs en écologie du sol et des institutions internationales telles que l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (Bunning et Jimenez, 2003) et la Commission Européenne (Andrén et al., 2004) ont orienté leurs travaux vers la définition de bioindicateurs standards de la qualité du sol utilisables en routine.

Cet article présente le potentiel des nématodes (microfaune du sol) à caractériser la qualité fonctionnelle du sol dans les écosystèmes forestiers peu anthropisés et contrastés du fait d'un gradient de contrainte lié aux changements de microclimat du sol (cf. introduction générale de la thèse). L'efficacité de ce bioindicateur pour décrire la maturité et les conditions trophiques de ces écosystèmes soumis à des contraintes microclimatiques intenses est testée.

1. Une biodiversité méconnue : celle du sol

1.1. Biodiversité du sol et fonctionnement de l'écosystème

Le sol contient plus d'espèces inconnues que toutes les autres parties de la biosphère terrestre, constituant ainsi un véritable enjeu pour la recherche sur la biodiversité. C'est en partie cette diversité qui rend le comportement du système sol difficile à prédire car plusieurs fonctions essentielles du sol, et certaines de ses propriétés physico-chimiques, dépendent de l'action des organismes qui le peuplent (Gobat et al., 2003, Figure 16). Le sol peut être vu comme un ensemble de sphères d'influence explicitant son hétérogénéité spatiale et temporelle (Beare et al., 1995). La détritusphère correspond à la litière, l'agrégatosphère est la matrice solide du sol, la porosphère correspond à l'espace interstitiel rempli d'air et d'eau, la rhizosphère est sous l'influence des racines et la drilosphère est contrôlée par les ingénieurs du sol comme les lombriciens. Chacune de ces sphères correspond à une zone d'activité intense des organismes du sol. C'est dans le cadre de ces sphères d'influence, à

différentes échelles de temps et d'espace que la biodiversité contribue le plus significativement au fonctionnement du sol et de l'écosystème, assurant la décomposition de la matière organique et influençant de manière directe et indirecte la croissance des végétaux (Figure 16).



Figure 16 Biodiversité du sol et recyclage de la matière organique (illustration : N. Sardat)

1.2. Bioindication : la biodiversité des sols reflète leur qualité

Le concept de bioindication est fondé sur la capacité de certaines espèces ou communautés d'espèces à révéler par leur présence, leur absence ou leur comportement démographique les caractéristiques et l'évolution d'un milieu (Blandin, 1986). Il existe deux principales catégories de bioindicateurs (Gobat et al., 2003) :

- les bioindicateurs écologiques et de perturbation qui permettent de révéler la composition de communautés de référence habitant des milieux "en bonne santé" et d'évaluer l'importance des impacts anthropiques,
- les bioindicateurs toxicologique ou d'accumulation : utilisation d'espèces comme révélatrices de contaminants présents dans le sol ou comme organismes-tests en laboratoire.

L'utilisation de groupes faunistiques comme indicateurs de la qualité du sol nécessite le choix d'organismes qui soient présents dans tous les types de sol, aient une forte abondance et biodiversité, jouent un rôle important dans le fonctionnement du sol (Schloter et al., 2003). Andrén et al. (2004) en précisent les caractéristiques exigibles pour une utilisation en routine : facilité d'échantillonnage, d'identification, de mesure, robustesse des mesures obtenues, fort potentiel de bioindication, bonne connaissance de l'écologie des organismes étudiés, rapport qualité-prix de l'information obtenue.

2. Les nématodes : écologie et bioindication

2.1. Les nématodes dans l'écosystème

Les nématodes sont des vers non segmentés microscopiques (de 0,5 mm à 3 mm de longueur). Ce sont des animaux aquatiques vivant dans l'eau pelliculaire et interstitielle, dans la rhizosphère et dans les matières en décomposition. Présents dans tous les sols, ce sont les animaux pluricellulaires les plus abondants sur Terre (plusieurs millions d'individus par mètre carré), dont la plupart sont présents dans les trois premiers centimètres de la zone d'enracinement (Gobat et al., 2003).

L'embranchement des *Nematoda* comprend 2 classes, 20 ordres et près de 200 familles. Aujourd'hui, environ 20000 espèces ont été décrites, dont la plupart des holotypes ou paratypes sont conservés au laboratoire de Nématologie de l'Université de Wageningen (Pays-Bas). Les compétences taxonomiques et techniques nécessaires pour une identification au genre peuvent être acquises en seulement deux semaines de formation. Leur identification repose principalement sur l'examen de leurs pièces buccales, ce qui permet de déterminer leur régime alimentaire, et donc leur position dans le réseau trophique de décomposition du sol. Ainsi, certaines familles de nématodes sont bactérivores, d'autres fongivores, détritivores, phyto-parasites ou encore prédatrices (Yeates et al., 1993 ; Figure 17). Les familles de nématodes diffèrent également par leur stratégie démographique r-K.

Certaines familles à fécondité élevée, développement rapide et forte capacité de dispersion ont ainsi une aptitude à coloniser des milieux nouveaux, instables ou enrichis (stratégies r). D'autres familles de nématodes à faible fécondité ont des niches écologiques spécialisées (stratégies K), ce sont les plus sensibles aux perturbations de l'environnement (Bongers, 1990).

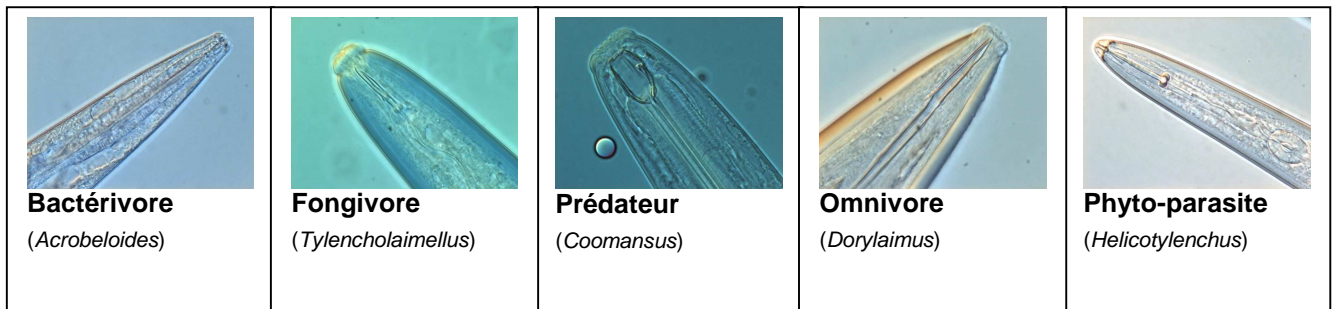


Figure 17 Morphologie de la cavité buccale et régime alimentaire des nématodes
(Photos : H. van Megen, Cours International d'Identification des Nématodes 2006, Université de Wageningen, Pays-Bas)

Les nématodes influencent la qualité du sol à travers leur rôle dans les processus de l'écosystème (Neher, 2001). Ils influencent de manière indirecte le recyclage des nutriments, en contrôlant les populations de microorganismes du sol. Certains nématodes phytoparasites peuvent affecter directement la production primaire. Ainsi, les nématodes de la famille *Meloidogynidae* seraient responsables de 5% des pertes agricoles à l'échelle de la planète, nécessitant l'épandage de milliers de tonnes de nématicides.

2.2. La bioindication par les nématodes

Depuis plusieurs décennies, la capacité de bioindication des communautés de nématodes a été démontrée pour le suivi de la qualité du sol et des écosystèmes (Bongers & Ferris, 1999). Les nématodes peuvent également être utilisés avec succès pour des tests de toxicité en laboratoire, leur sensibilité est similaire à celle de tests pratiqués sur d'autres organismes, et leur réalisation est plus rapide (Sochova et al., 2006). Ici, seule la bioindication in-situ par les nématodes est abordée, elle utilise des indices basés sur la structure des communautés de nématodes.

2.2.1. L'indice MI

L'indice MI ou "Maturity Index" proposé par Bongers en 1990 classe les nématodes selon leur stratégie r-K (échelle cp), en leur affectant une valeur allant de 1 (r) à 5 (K).

$$MI = \sum_{i=1}^n v(i) \cdot f(i)$$

$v(i)$ est la valeur r-K du taxon i , $f(i)$ est la fréquence du taxon i dans l'échantillon. Le MI s'applique aux nématodes libres dans le sol. Cet indice exprime la représentation proportionnelle des familles de nématodes comme un indice des conditions environnementales (Ferris et al., 2001). Cet indice MI a une fonction de signal : l'absence de certaines espèces peut avoir différentes causes. Cet indice s'avère particulièrement utile dans les études de gradients de perturbations, pour comparer une série d'échantillons (Bongers, 1990). Aussi, l'analyse d'un seul échantillon est délicate car les valeurs de référence pour cet indice sont encore mal établies pour différents types de sol et d'usage des terres (Bongers, 1990). Ainsi, dans des écosystèmes non perturbés, la valeur MI d'un sol sableux n'est pas comparable à celle d'un sol argileux. Les autres facteurs qui affectent la structure des communautés de nématodes sont le pH, la salinité, le potentiel d'oxydo-réduction, la végétation, la capacité de rétention d'eau (Bongers, 1990). Une faible valeur (inférieure à 1.5) de l'indice MI indique un écosystème perturbé.

2.2.2. Les indices BI, SI, EI & CI

En 2001, Ferris et al. ont eu l'idée d'allier l'approche des stratégies démographiques de l'indice MI avec l'approche de Yeates et al. (1993) classant les nématodes en groupes trophiques. Cette innovation leur a permis d'intégrer au sein d'une batterie d'indices spécialisés toute l'information écologique disponible sur les familles de nématodes en les regroupant en guildes (Figure 18). Ces indices sont basés sur la description de trois guildes de nématodes (Figure 18, en jaune, orange et vert) caractéristiques de trois conditions

qualitatives du réseau trophique du sol. La condition "basale" mesurée par le "Basal Index" (BI) décrit un réseau trophique affecté par une condition de stress avec peu de ressources. La condition trophique "structurée" ("Structure Index", SI) s'applique à un réseau trophique peu perturbé, un réseau trophique est dit "enrichi" lorsqu'une perturbation libère de nouvelles ressources ("Enrichment Index", EI). Le calcul des indices SI et EI permet de classer les sols dans quatre quadrats qui décrivent les conditions du réseau trophique du sol (Figure 18) : perturbé (A), en maturation (B), structuré (C), dégradé (D). Le "Channel Index" (CI, Figure 18), décrit la voie principale de décomposition de la matière organique du sol dans l'écosystème (fongique ou bactérienne). Cet indice prend en compte le pourcentage de nématodes opportunistes qui se nourrissent d'hyphes mycéliens ou de bactéries (Fu_2 et Ba_1 ; Fu signifie fongivore, Ba signifie bactérivore ; le chiffre indique la classe cp). Il est calculé ainsi :

$$CI = 100 \times [0.8 Fu_2 / (3.2 Ba_1 + 0.8 Fu_2)]$$

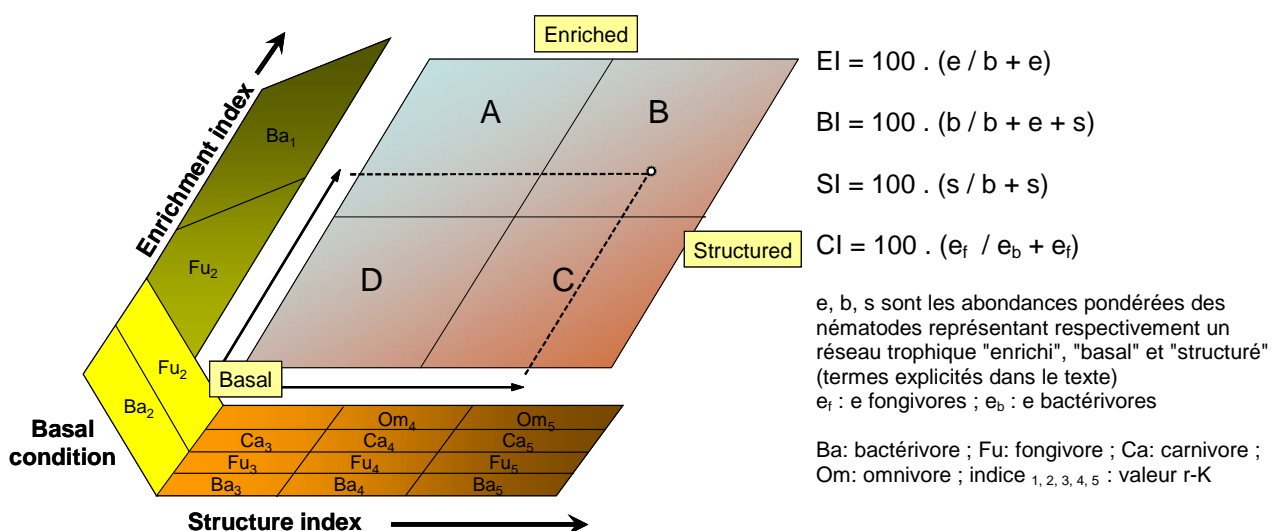


Figure 18 Indices de Ferris *et al.*, 2001 (Graphique couleur issu de H. Ferris, com. pers.)

3. Application en milieu forestier montagnard : effets à long terme de modifications pédoclimatiques sur la qualité fonctionnelle du sol

3.1. Matériel et méthodes

Echantillonnage des nématodes

Les nématodes ont été échantillonnés dans les neuf placettes expérimentales du gradient de contrainte « microclimat du sol » présenté plus haut dans l'introduction générale de la thèse. Deux campagnes d'échantillonnage hivernale et estivale ont été menées afin de prendre en compte la variabilité saisonnière des communautés d'organismes du sol. Ainsi, des échantillons composites de sol, résultant de l'agglomération de plus de vingt carottes (diamètre 1.5 cm) prélevées entre 0 et 5 cm dans chaque placette à l'aide d'une canne pédologique, ont été récoltés en début de matinée le 5 Décembre 2006 et le 2 Juin 2007 sur le site de Pellafol (massif du Dévoluy, Isère, France), puis retournés immédiatement au laboratoire dans des glacières (température 5°C) ; soit un total de 18 échantillons pour cette étude.

Extraction des nématodes du sol

Les échantillons de sol collectés ont été traités le jour même au laboratoire. Les nématodes ont été extraits du sol par la méthode de Cobb (Ekschmitt et al., 1999), telle qu'enseignée à l'Université de Wageningen par J. van Bezoujen (séquence vidéo disponible en ligne à l'adresse suivante : <http://humusresearchgroup.grenoble.cemagref.fr/>). Brièvement, les sols ont été tamisés à l'eau dans une série de tamis coniques en inox spécialement conçus de maille 1 mm, 355 µm, 250 µm, 100 µm et 45 µm, puis la solution récupérée a été filtrée durant 48h pour écarter les impuretés.

Dénombrement et identification des nématodes

L'abondance des nématodes a été déterminée par comptage sous loupe binoculaire de deux aliquots de 5 mL de la solution extraite de chaque échantillon par la méthode de Cobb. Les nématodes ont ensuite été fixés dans une solution de formol à 4% permettant leur conservation. Ils ont enfin été montés entre lame et lamelle pour identification au microscope (grossissement de 100 à 1000 fois) jusqu'au genre en utilisant la clé de détermination de Bongers (1994). Pour chacun des 18 échantillons analysés au microscope, c'est au minimum 150 nématodes qui ont été identifiés (soit un total de plus de 2700 identifications au genre) afin de rendre compte au mieux de la diversité des nématodes dans les neuf placettes du gradient de contrainte « microclimat du sol » du site de Pellafol.

Calcul d'indices

Nous avons calculé deux des indices de qualité du sol basés sur la structure des communautés de nématodes présentés plus haut : l'indice de maturité MI (Bongers, 1990) représentant la stratégie démographique dominante dans la communauté de nématodes ; et l'indice des voies préférentielles de décomposition de la matière organique du sol CI (Ferris et al., 2001) basé sur la classification des nématodes en guildes fonctionnelles (stratégie démographique et préférence trophique des nématodes), représentant la ressource basale énergétique préférentielle du réseau trophique de décomposition du sol : champignons ou bactéries (Ruess, 2003).

3.2. Résultats

Abondance des nématodes

La figure 19 présente l'abondance des nématodes par type d'écosystème dans les échantillons prélevés lors des deux campagnes d'échantillonnage (hiver 2006 et été 2007). L'horizon superficiel de la hêtraie-sapinière et de l'écotone sont caractérisés par une plus forte abondance des nématodes en été comme en hiver ; l'abondance des nématodes étant toujours la plus faible dans le sol superficiel de la pinède à crochets. On observe une influence saisonnière sur l'abondance des nématodes avec une abondance supérieure en hiver par rapport à l'été quel que soit l'écosystème. Toutefois, cette variabilité saisonnière n'affecte pas les différences inter-écosystèmes.

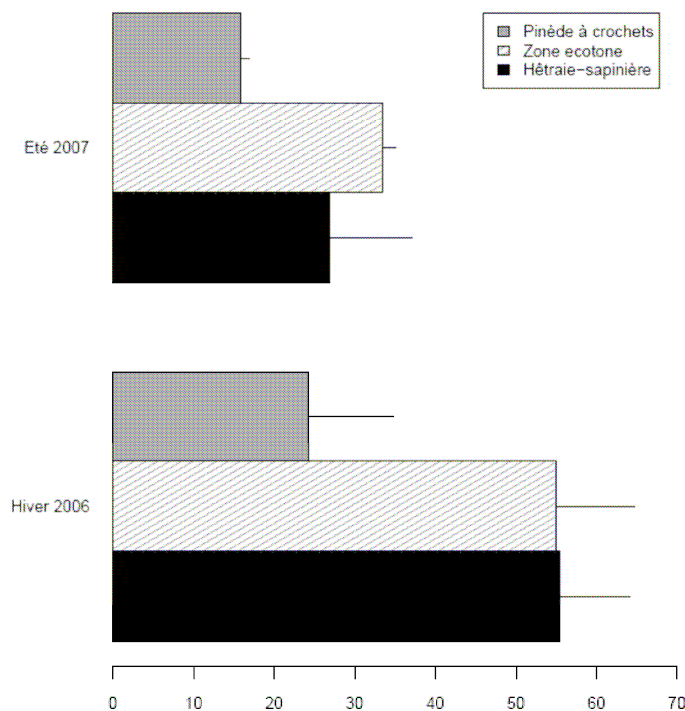


Figure 19 Abondance moyenne des nématodes par type d'écosystème (nombre d'individus par gramme de sol ; n = 3 par écosystème) lors des deux campagnes d'échantillonnage (5/12/2006 ; 2/07/2007)

Diversité des nématodes

Dans l'ensemble des 18 échantillons analysés, 42 genres différents ont pu être identifiés. Pour certaines familles, l'identification au genre n'a pas pu être effectuée, ce qui pourrait porter le nombre réel de genres à plus de cinquante sur l'ensemble du site de Pellafol. Le tableau 8 présente les différents genres identifiés, répartis selon leur préférence trophique d'après Yeates et al. (1993). La stratégie démographique de chaque genre est donnée également (score cp), d'après Bongers (1999). Dans chaque type d'écosystème, on note la dominance des nématodes se nourrissant de fines racines végétales (genre *filenchus*), leur abondance est toutefois un peu moins forte dans les clairières de pinède à crochets. Chaque groupe trophique de nématodes est présent dans les neuf placettes étudiées, ce qui montre une structuration importante du réseau trophique de l'ensemble du site de Pellafol. Deux genres de nématodes bactériovores caractérisent particulièrement la pinède à crochets : *plectus* et *teratocephalus*. Une autre particularité de la pinède à crochets est l'abondance du genre fongivore *aphelenchoides* (Tableau 8). Le sol superficiel de la hêtraie-sapinière montre la plus forte diversité de nématodes avec la présence de 38 genres sur les 42 identifiés sur le site de Pellafol, c'est particulièrement le cas pour les genres omnivores et prédateurs de nématodes dont la diversité est assez faible dans les placettes de pinède à crochets. Dans la pinède à crochets, seuls un genre de nématodes prédateurs : *nygolaimus* et une famille omnivore : *Qudsiyanematidae* sont rencontrés fréquemment (Tableau 8).

Bioindication par les nématodes

Le calcul de l'indice MI dans chaque placette n'a révélé aucun effet du type d'écosystème, ni de la saison d'échantillonnage. Les scores MI pour l'ensemble des placettes varient entre 2.17 et 2.90. Le score moyen est de 2.5 pour chaque écosystème, traduisant des écosystèmes peu perturbés avec un réseau trophique assez bien structuré (présence de nématodes de stratégie démographique K) dans l'ensemble du site de Pellafol.

Tableau 8 Abondance des 42 genres de nématodes identifiés dans les 9 placettes expérimentales du gradient de contrainte « microclimat du sol » de Pellafol (Isère, France)

	cp	Hêtraie-sapinière		Zone Ecotone		Pinède à crochets	
		Hiver	été	hiver	été	hiver	été
Bacterial feeders							
<i>Alaimus</i>	4	+	+	+	+		
<i>Bunonema</i>	1		+	+	+	+	+
<i>Acrobeloides</i>	2	++	+	++	+	++	+
<i>Acrobeles</i>	2		+		+	+	
<i>Cervidellus</i>	2		+		+		
<i>Cephalobus</i>	2			+			
<i>Heterocephalobus</i>	2	+	+		+	+	+
<i>Eucephalobus</i>	2	+	+		+		+
<i>Prodesmodora</i>	3		+			+	+
<i>Monhysteridae</i>	2		+		+	+	+
<i>Plectus</i>	2	++	++	++	++	+++	++
<i>Anaplectus</i>	2		+		+		+
<i>Wilsonema</i>	2	+					+
<i>Prismatolaimus</i>	3		+			+	+
<i>Panagrolaimus</i>	1	+		+			
<i>Metateratocephalus</i>	3	+	+	+	+	+	+
<i>Teratocephalus</i>	3	+	+	++	++	++	++
<i>Rhabditidae</i>	1	+	+	+	+	+	
<i>Protorhabditis</i>	1	+					
<i>Theristus</i>	2	+					
Fungal feeders							
<i>Aphelenchoides</i>	2	+	++	+	++	++	++
<i>Ditylenchus</i>	2					+	
<i>Laimaphelenchus</i>	2					+	
<i>Tylencholaimus</i>	4	+	+	+	+	+	+
<i>Tyrolaimophorus</i>	3	+		+	+	+	
Root hair feeders (PP)							
<i>Filenchus</i>	2	+++	+++	+++	+++	++	+++
<i>Malenchus</i>	2	++	++	+		+	+
<i>Tylenchidae</i>	2			+	+		+
Ectoparasitic plant feeders							
<i>Paratylenchus</i>	2	+	+				
<i>Criconematidae</i>	3		+				
<i>Hemicycliophoridae</i>	3		+				
Omnivorous							
<i>Aporcelaimidae</i>	5	+				+	
<i>Qudsianematidae</i>	4	+	++	++	++	++	++
<i>Proleptonchus</i>	4	+	+	+			
<i>Dorylaimoides</i>	4	+	+				
<i>Mesodorylaimus</i>	5	+					+
Predators							
<i>Nygolaimus</i>	5	+	+	+	+	+	+
<i>Miconchus</i>	4	+	+	+		+	
<i>Clarkus papillatus</i>	4	+	+	+	+		
<i>Tobrilus</i>	3	+		+			
<i>Tripyla</i>	3		+				
<i>Coomansus</i>	4	+	+				

En revanche, le calcul de l'indice CI révèle des différences significatives selon le type d'écosystème (Figure 20). Quelque soit la saison, le score CI est toujours supérieur à 50 dans les clairières de pinède à crochets. Ce score est toujours inférieur à 40 dans la hêtraie-sapinière. Il est intermédiaire dans la zone écotone. Au niveau des variations saisonnières, on observe que le score CI augmente en été dans les placettes de hêtraie-sapinière alors qu'il diminue légèrement dans les placettes de pinède à crochets. Toutefois, le score CI reste supérieur dans la pinède à crochets.

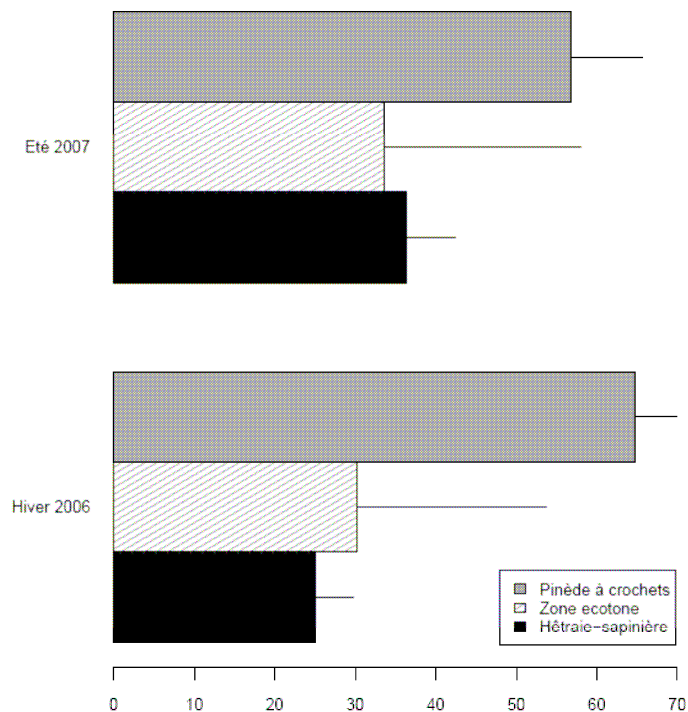


Figure 20 Score de l'indice CI en fonction du type d'écosystème pour les deux campagnes d'échantillonnage dans le gradient de contrainte « microclimat du sol » de Pellafol (massif du Dévoluy, Isère, France). Les demi-droites indiquent l'écart-type des données.

Ces résultats indiquent que la voie principale de décomposition de la matière organique du sol diffère dans les deux écosystèmes avec une ressource basale préférentielle bactérienne dans la hêtraie-sapinière, tandis que la ressource basale préférentielle des clairières de

pinède à crochets sont les champignons. Enfin, l'augmentation du score CI en été dans la pinède à crochets pourrait indiquer une activité bactérienne plus importante dans cet écosystème lors de la fonte de la couche active du permafrost en début d'été (cf. Figure 21 du chapitre V).

Discussion

Malgré le faible nombre d'échantillons analysés dans le cadre de cette étude, une diversité de nématodes assez importante a pu être identifiée sur le site de Pellafol, ce chiffre est similaire à ceux des rares études de diversité des nématodes libres du sol en milieu forestier (e.g. Alpehi, 1998). La contrainte microclimatique et les changements de végétation le long du gradient induisent une modification des formes d'humus (e.g. Brêthes et al., 1995). Une forme peu active est présente dans la pinède à crochets (Tangel) alors que des formes assez actives forment le sol superficiel de la hêtraie-sapinière (Mull-Moder). Ces changements de forme d'humus sont accompagnés par une forte modification de l'abondance et de la structure des communautés de nématodes. Les scores MI invariants observés quel que soit le type d'écosystème sur le site de Pellafol sont en fait assez classiques pour des écosystèmes forestiers peu perturbés (Bongers, com. pers.). Ce résultat vient confirmer une de nos hypothèses de départ lors du choix du gradient de contrainte « microclimat du sol » du site de Pellafol : l'ensemble du site a été très peu affecté par l'homme au cours des dernières décennies. Notre choix d'assumer le facteur d'état « humain » comme quasi-constant pour le site de Pellafol semble donc conforté. De plus, l'invariance du score MI selon la saison prouve sa robustesse et la possibilité d'utiliser cet indicateur de qualité environnementale en toute saison. Le calcul de l'indice CI s'est avéré très utile sur le site de Pellafol. La connaissance de la structure des communautés de nématodes nous apporte une information cruciale liée à l'utilisation des ressources énergétiques dans le réseau trophique de décomposition du sol des différents écosystèmes

du gradient de contrainte. L'analyse de seulement 18 échantillons (6 échantillons par type d'écosystème) révèle que les modifications environnementales le long du gradient sont à l'origine d'une modification profonde du processus de décomposition qui pourrait affecter la fonction puits de carbone des sols. Bien que la voie de décomposition fongique soit souvent citée comme caractéristique des écosystèmes forestiers, il apparaît qu'au sein de certains écosystèmes forestiers (ici hêtraie-sapinière), la voie de décomposition utilisant comme ressource énergétique basale les bactéries (généralement attribuée à un usage agricole des terres) peut être non négligeable.

Les premiers travaux caractérisant les communautés de nématodes dans le sol utilisaient les indices de diversité classiques (e.g. indice de Shannon-Weiner). Depuis les années 90, les indices du type MI basés sur une classification fonctionnelle des nématodes les ont remplacés grâce à leur meilleure capacité dans le domaine de la surveillance environnementale (Neher, 2001, Yeates, 2003). Aux Pays-Bas, l'indice MI est aujourd'hui employé en routine comme outil de surveillance de la qualité du sol par l'Institut National de Santé Publique et de l'Environnement (RIVM). Les nouveaux indices de Ferris *et al.* (2001) n'ont pas encore été testés à large échelle. Leur application semble prometteuse (Berkelmans *et al.*, 2003) mais les guildes de nématodes sur lesquels ils sont basés ont sans doute besoin de quelques améliorations. Tous ces indices ne nécessitent qu'une détermination à la famille ou au genre. Une formation de deux semaines permet d'acquérir les connaissances taxonomiques et techniques suffisantes. Des limites à l'utilisation de ces indices sur de vastes territoires ont été soulignées (e.g. Yeates, 2003 plaidant pour une détermination jusqu'au genre ou à l'espèce). Toutefois, cette faiblesse des indices parfois rencontrée provient souvent d'une variabilité induite par le plan d'échantillonnage : les facteurs d'états d'Amundson & Jenny (1997) étant non constants.

Alors qu'une réflexion est actuellement en cours pour standardiser des indicateurs biologiques de la qualité du sol (Andrén *et al.*, 2004, Bunning *et al.*, 2003), les indices basés sur les communautés de nématodes satisfont la plupart des critères d'éligibilité et devraient pouvoir prétendre à faire partie de la liste des bioindicateurs du sol sélectionnés.

Remerciements

Je remercie Tom Bongers, Hanny van Megen et Jan van Bezouwen pour m'avoir initié à la Nématologie lors du Cours International d'Identification des Nématodes (Université de Wageningen, Pays-Bas). Je remercie également la Mairie de Pellafol (Isère, France) et l'ONF qui nous ont autorisés à travailler sur le site de Pellafol. Enfin, j'adresse un remerciement tout particulier à Bernard Juvy pour son aide technique et à Nicole Sardat (Cemagref Grenoble) pour la réalisation de l'illustration de la Biodiversité du Sol (Figure 16).

Références (Chapitre IV)

Alpei, J., 1998. Differences in soil nematode community structure of beech forests : comparison between a mull and a moder soil. *Applied soil ecology* 9, 9-15.

Amundson, R. & Jenny, H., 1997. On a state factor model of ecosystems. *BioScience* 47, 536-543.

Andrén, O., Baritz, R., Brandao, C., Breure, T., Feix, I., Franko, U., Gronlund, A., Leifeld, J. and Maly, S., 2004. Task Group 3 on Soil Biodiversity. *In: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, Volume - III. EUR 21319 EN/3, Eds. L. Van-Camp, B. et al. pp 51-91. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.*

Beare, M. H., Coleman, D. C., Crossley, D. A., Hendrix, P. F. & Odum, E. P., 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *In: The significance and regulation of soil biodiversity, Eds. Collins, H. P., Robertson, G.P. & Klug, M.J., Kluwer Academic Publishers, pp 5-22.*

Berkelmans, R., Ferris, H., Tenuta, M. & van Bruggen, A. H. C., 2003. Effects of long-term crop management on nematode trophic levels other than plant feeders disappear after 1 year of disruptive soil management. *Applied Soil Ecology* 23, 223-235.

Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.* 17, 215-307.

Bongers, T., 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.

- Bongers, T., 1994.** De nematoden van Nederland. 2^e druk. KNNV Pirola, Schoorl, Netherlands.
- Bongers, T. & Ferris, H., 1999.** Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. Trends in Ecology and Evolution 14, 224-228.
- Brêthes, A., Brun, J.J., Jabiol, B. et al., 1995.** Classification of forest humus forms: a French proposal. Ann. Sci. For. 52, 535–546.
- Bunning, S. & Jimenez, J.J., 2003.** Indicators and Assessment of Soil Biodiversity/Soil Ecosystem Functioning for Farmers and Governments. *In: OECD Expert Meeting in indicators of Soil Erosion and Soil Biodiversity, 25-28 March 2003, Rome, Italy, 2003.* 22 p.
- Eijsackers, H., 2004.** Leading concepts towards vital soil. *In: Vital Soil. Function, Value and Properties, Eds. P. Doelman & H. Eijsackers.* pp 1-20. Elsevier.
- Ekschmitt, K, Bakonyi, G, Bongers, M. et al., 1999.** Effects of the nematofauna on microbial energy and matter transformation rates in European grassland soils. Plant and Soil 212, 45-61.
- European Commission, 2006.** Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection. COM (2006)231 final, Brussels.
- European Soil Charter, 1972.** European Soil Charter. Council of Europe, Committee of Ministers. Resolution (72) 19, 30 May 1972.
- Ferris, H., Bongers, T. & de Goede, R. G. M., 2001.** A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology 18, 13-29.
- Gobat, J.-M., Aragno, M. & Matthey, W., 2003.** Le Sol Vivant. PPUR, Suisse. 571 p.
- Neher, D. A., 2001.** Role of Nematodes in Soil Health and Their Use as Indicators. Journal of Nematology 33, 161-168.
- Ruess, L., 2003.** Nematode faunal analysis of decomposition pathways in different ecosystems. Nematology 5, 179-181.
- Schlöter, M., Dilly, O. & Munch, J. C., 2003.** Indicators for evaluating soil quality. Agriculture, Ecosystems & Environment 98, 255-262.
- Sochova, I., Hofman, J. & Holoubek, I., 2006.** Using nematodes in soil ecotoxicology. Environment International 32, 374-383.
- World Soil Charter, 1982.** World Soil Charter, FAO/UNEP.
- Yeates, G. W., 2003.** Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. Biology and Fertility of Soils 37, 199-210.
- Yeates, G. W., Bongers, T., de Goede, R. G. M., Freckman, D. W. & Georgieva, S. S., 1993.** Feeding-Habits in Soil Nematode Families and Genera – an Outline for Soil Ecologists. Journal of Nematology 25, 315-331.

Chapitre V

Indicateurs du processus d'agrégation du sol : intérêt de la SPIR

Une des inconnues majeures concernant les sols des régions froides est leur résistance ou leur résilience face aux perturbations, et tout particulièrement face à la contrainte climatique. Les modifications climatiques pourraient affecter sensiblement les services rendus par les sols des régions de montagne aux sociétés humaines. Les sols montagnards sont en effet particulièrement soumis à certaines menaces comme l'érosion et la perte de matière organique ; ces menaces pouvant être accrues par les changements climatiques (augmentation ou diminution de la température moyenne, modification des précipitations et augmentation de la fréquence des événements extrêmes).

L'objectif de ce chapitre est d'étudier les conséquences au niveau du sol d'une modification du pédoclimat dans un gradient spatial climatique simulant les conséquences à long terme d'un changement des conditions de microclimat du sol, entraînant la modification des communautés végétales (gradient de contrainte « microclimat du sol » présenté dans

l'introduction générale). L'étude d'un processus lié à la qualité des sols est privilégiée : le processus d'agrégation (cf. définition plus bas).

Une méthode de classification fonctionnelle des macroagrégats de sol basée sur la SPIR est mise au point pour identifier des trajectoires spécifiques d'agrégation le long du gradient de contrainte. Par la suite différents paramètres physiques et chimiques sont mesurés sur les agrégats ainsi discriminés pour déterminer les implications fonctionnelles de ces différentes trajectoires d'agrégation identifiées par SPIR. Une attention particulière est donnée aux paramètres liés à deux menaces potentielles pour les sols montagnards : la perte de matière organique et la susceptibilité à l'érosion.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article soumis le 31 Août 2008 à un numéro spécial de la revue Biogeochemistry sur la conférence « Mountain soils under a changing climate and land-use » organisé dans le cadre de la COST Action 639 par F. Hagedorn en Mars 2008 à Birmensdorf (Suisse):

L. Cécillon, N. A. de Mello, S. De Danieli & J.J. Brun. Soil macroaggregate dynamics in a spatial climate gradient. Soumis à Biogeochemistry (Référence BIOG1112)

Soil macroaggregate dynamics in a mountain spatial climate gradient

Lauric Cécillon^{1,2}, Nilvania A. de Mello³, Sébastien De Danieli¹, Jean-Jacques Brun¹

¹ Cemagref Grenoble, Mountain Ecosystems Research Unit

Address: 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères, France

² French Agency for Environment and Energy Management (ADEME)

Address: 2 square La Fayette, BP 90406, 49004 Angers cedex 01, France

³ Federal University of Technology, Paraná

Address: Via do Conhecimento, Km 01, PO box 571, ZIP code 85503-390, Pato Branco, PR,
Brazil

Abstract

Soil aggregation is a relevant process when attempting to assess the impact of climate change on main threats to soils like erosion and soil organic matter decline in mountain regions. We investigated soil macroaggregate dynamics in a spatial gradient simulating long-term adjustment of two mountain forest ecosystems to modifications of soil microclimate. The heterogeneity and the dynamics of soil macroaggregates from Ah horizon were assessed through visual separation and near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). Profound changes in the diversity and the proportion of macroaggregate types were observed along the gradient. Ontogenic trajectories representing soil macroaggregate dynamics could be proposed using NIRS, each one being ecosystem-specific and closely associated to soil functioning. Further physico-chemical characterizations of soil macroaggregates and Ah horizons provided useful insights regarding functional implications of climatic changes. SOC content was almost constant along the gradient whereas soil susceptibility to erosion was strongly reduced by soil warming, even under slightly warmed conditions (0.7°C increase in average annual soil temperature). Our results suggest that climate change should not cause SOM decline in the long-term, but could strongly modify the erodibility of mountain forest soils. Soil susceptibility to erosion could be affected either positively under warmer conditions, or negatively, under increased soil frost because of reduced thickness of the insulating snow cover.

Key words Mountain soils; Climate change; Soil aggregation; Soil organic matter; Near infrared reflectance spectroscopy; Soil threats

Introduction

Mountain regions occupy about a quarter of the global land surface and provide goods and services to more than half the humanity (Huber et al. 2005). High-elevation soils are key resources which provide most of these beneficial services, supporting agro-sylvo-pastoral production systems through nutrient cycling, biodiversity, primary production and water supply. Mountain soils also contribute to the provision of numerous regulation services through their influences on organic matter dynamics and soil physical properties (Lavelle et al. 2006). These soil regulation services include flood, erosion and pest control; water relations and climate regulation by controlling greenhouse gas fluxes and carbon sequestration which may be considerable in mountain forest ecosystems (Prichard et al. 2000). Climate change, in the form of rising or cooling temperatures and extreme weather events, is expected to exacerbate both greenhouse gas emissions from mountain soils (Jandl and Olsson 2007) and threats such as organic matter decline, erosion and decline of soil biodiversity (Garten et al. 1999; European Commission 2006; Cassagne et al. 2008). These soil threats are closely associated to possible changes in crucial soil processes under a changing climate. Although the fate of soil organic matter decomposition in cold areas and its interaction with the living soil has retained much scientific attention in the last two decades (Heimann and Reichstein 2008), changes in soil aggregation process could also have a dramatic effect on each above-mentioned threat to mountain soils involving feedback to climate change (Young et al. 1998; Bronick and Lal 2005; Matzner and Borken 2008).

Soil aggregation process comprises all mechanisms involved in the binding of soil particles (i.e. combination of mineral particles with organic and inorganic substances) into stable aggregates, which are the basic unit of structure in soils (Lavelle and Spain 2001). Soil aggregates mediate soil functioning in various ways which have profound effects on soil organic matter (SOM) dynamics, nutrient cycling and soil biodiversity. They physically protect soil organic matter and soil aggregation is considered as the nucleus of all mechanisms of

carbon sequestration (Blanco-Canqui and Lal 2004). Soil aggregates also regulate water flow, reduce run-off and erosion through their stability, limit oxygen diffusion, determine nutrient adsorption and desorption, mediate microbial community structure and are the habitat for soil living organisms (Barthès and Roose 2002; Six et al. 2004). The complex dynamics of aggregation are the result of the interaction of many driving factors including soil management, inorganic binding agents, soil fauna, roots, microorganisms and environmental variables (Six et al. 2004; Bronick and Lal 2005). For instance, climatic changes such as modification of freeze-thaw cycles could strongly affect soil aggregate dynamics through variations in aggregate stability (Kværnø and Øygarden 2006). In most soils, aggregate dynamics generates a variety of aggregate sizes and types. Two main size classes have been defined (Bronick and Lal 2005): microaggregates (<250 µm) and macroaggregates (> 250 µm). These size classes match the widespread aggregate hierarchy theory (Tisdall and Oades 1982) in which microaggregates are bound together to form large compound aggregates, with a possible formation of microaggregates within macroaggregates stimulated by the soil engineering activity of earthworms (Shipitalo and Protz 1989). Different aggregate types and SOM pools can also be recognized (Lavelle and Spain 2001). Their quantification is often used to elaborate and calibrate conceptual models of SOM dynamics. Various approaches have been proposed to identify functional SOM pools with different chemical properties and turnover rates (von Lütow et al. 2007). They are based on physical or wet chemical fractionation techniques and usually disrupt original soil aggregates (Blanco-Canqui and Lal 2004). A non-destructive visual approach is possible for macroaggregates (Topoliantz et al. 2000). This technique allows the discrimination of different macroaggregate types, depending on their origin (biological or physical) and their age (Pulleman et al. 2005; Velasquez et al. 2007). Physicogenic aggregates created by wet-dry and freeze-thaw cycles are characterized by angular-blocky or prismatic forms (Pulleman et al. 2005). By contrast, faunal activities (e.g. earthworms) create biogenic aggregates with characteristically rounded shapes (Rusek 1985). Visual methodology for the separation of soil macroaggregates could seem controversial as it is strongly operator dependent. Hedde et al. (2005) have

demonstrated using near infrared spectroscopy (NIRS) that such visual identification of aggregates isolates soil fractions with a specific near infrared (NIR) spectral signal, that was correlated to biological and chemical attributes relevant to soil functioning. NIR spectra contain much information related to soil properties and SOM quality (Joffre et al. 2001; Viscarra Rossel et al. 2006; Cécillon et al. 2008). Therefore, NIRS offers a powerful solution for the discrimination of soil biogenic structures from the surrounding soil and the separation of biogenic structures from physicogenic or from root-associated aggregates (Hedde et al. 2005; Velasquez et al. 2007; Cécillon et al. in press).

Hitherto, very few studies have addressed soil macroaggregation dynamics in mountain forest ecosystems, and the functional implication of soil aggregation process remains unclear regarding climate-associated threats to mountain soils. In the present study, we use a spatial climate gradient in the southern French Alps to simulate long-term effects of climate change (modification of soil microclimate and vegetation) on soil aggregation in Ah horizons. We propose a novel framework to assess soil macroaggregate dynamics based on the visual approach of soil aggregates and NIRS. Our framework is developed from the ecological concept of ontogeny of detritus described by Moore et al. (2004). This concept incorporates the heterogeneous nature of detritus and the changes it undergoes over time during decomposition or aggregation processes, which are explicitly represented by ontogenic trajectories (Moore et al. 2004). NIRS is used as an operational tool for the assessment of the heterogeneity and ontogeny of soil macroaggregates. The objectives of this study were (i) to identify specific pathways (i.e. trajectories) of soil macroaggregation in contrasted mountain forest ecosystems using visual identification and NIRS, and (ii) to investigate the relationships of each identified aggregation pathway with mountain soil functioning and soil threats like decline of SOM and soil erosion.

Materials and methods

Site description

We performed our experiment in the southern French Alps (Dévoluy Mountains). A unique study site (5 ha) was chosen in order to obtain a spatial climate gradient with most state factors kept constant (Amundson and Jenny 1997), which minimizes sources of error when assessing forest soil processes (Lal 2005). This was achieved with the Pellafol site (Asta et al. 2001) located at 44°46' N latitude and 5°52' E longitude at an elevation of 1250 m a.s.l. in the Sapey forest (Pellafol, Isère, France). Annual average air temperature and annual average precipitation at the two nearest Météo France weather stations (Pellafol – Les Payas, 930 m a.s.l. and Saint Etienne en Dévoluy – Gendarmerie, 1300 m a.s.l.) are respectively 8.6°C, 978 mm and 6.6°C, 1116 mm.

This site comprises three open forest patches (0.5 ha each) of dwarf mountain pines (*Pinus uncinata*) surrounded by a beech-fir forest (*Fagus sylvatica* and *Abies alba*) covering a montane limestone scree. Both forests present contrasted understory vegetation and soil types (Garti 1980). The understory is dense and typical of cold areas in mountain pine forest patches with *Empetrum nigrum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Dryas octopetala* and a high colonization by lichens on Cryosols Eutric (IUSS Working Group WRB 2006; Legros 2007). In the beech-fir forest, the understory is sparse and typical of the montane level, mainly composed of *Vaccinium myrtillus* and mosses on Leptosols Eutric (IUSS Working Group WRB 2006; Legros 2007). The ecotone zone between both ecosystems is sharp (30 m width on average) and dominated by birches (*Betula pubescens*), with an understory mainly composed of *Vaccinium vitis-idaea* and *Rhododendron ferrugineum* on Cryosols Eutric similar to the soil of mountain pine forest patches. This north aspect scree slope with low productivity has been well protected since decades and has been weakly affected by human activities. Thus, the shift in vegetation from mountain pine forest patches to the beech-fir

forest should be driven by local environmental factors. Previous studies of Pellafol site have pointed out soil microclimate as the main factor controlling the distribution of plant communities (Lambert 1967; Garti 1980). Air circulations between the limestone blocks create a cold pedoclimate in the mountain pine forest (i.e. sporadic permafrost; Lambert 1967; Asta et al. 2001), with annual average soil temperature (T_s) of -0.2°C in Ah horizon at 30 cm depth (Figure 21) as measured by data loggers (Hobo, Onset Corporation). Air circulations are active till the ecotone zone, freezing soil in winter with T_s of $+0.5^{\circ}\text{C}$ at 30 cm depth. In the beech-fir forest, soil microclimate is not affected by air circulations and T_s rises to $+4.8^{\circ}\text{C}$ at 30 cm depth with no soil freezing during winter (Figure 21). This modification of soil microclimate along our gradient (changes in frost intensity as well as the duration of soil frost) corresponds to expected climate change effects in most cold regions which will experience either milder or colder climatic conditions (Matzner and Borken 2008).

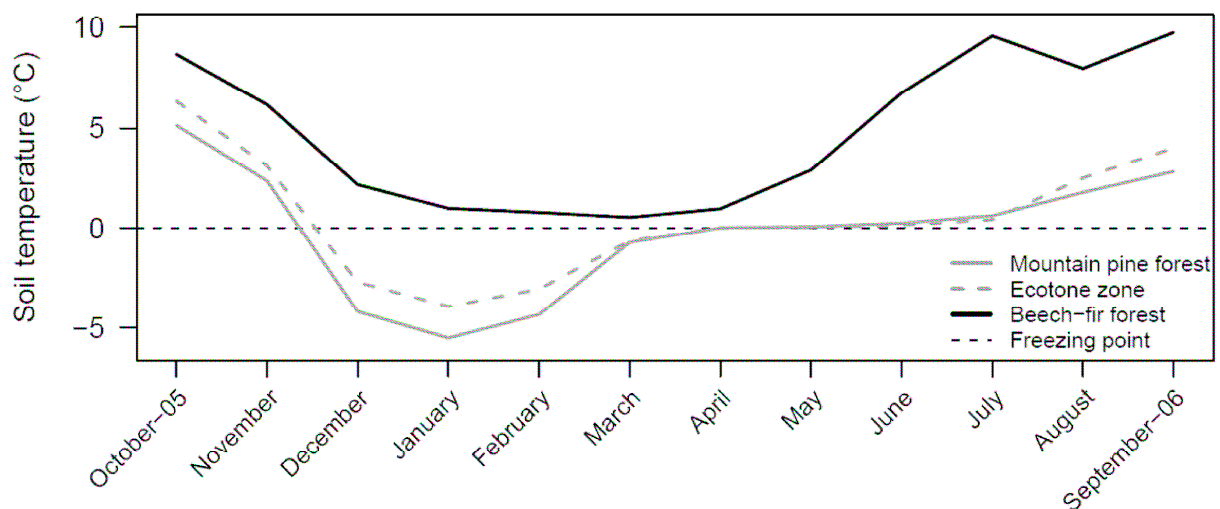


Figure 21 Monthly average soil temperature in Ah horizons at 30 cm depth (October 2005–September 2006) in the three ecosystem types of the Pellafol site (Dévoluy, Isère, France)

We selected nine research plots (each 20 x 20 m) within Pellafol site: three plots in the mountain pine forest (each one in a separate forest patch), three plots in the beech-fir forest and three plots at the ecotone between the two ecosystems. All plots had a similar elevation with an overall slope angle of about 30% on the same north aspects limestone

scee. Therefore, according to Amundson and Jenny (1997), we obtained an experimental design with three state factors invariant (climate, topography and parent material), two state factors nearly constant (humans and time if we assume a steady state for both forests) and two state factors which differ between plots: soil microclimate and organisms (vegetation and soil food web), causing changes in soil type. This carefully selected spatial climate gradient reflects long-term adjustments of ecosystems to local climate conditions, thereby simulating long-term effects of climatic changes on their processes like soil aggregation (Kueppers and Harte 2005; Becker et al. 2007).

Sampling, pre-treatments and basic characteristics of Ah horizons

In each of the nine plots, five soil pits were dug in October 2006 so as to obtain five soil profiles of 0.7 m width and 0.5 m depth on average. In order to limit the effect of soil type on soil aggregation, soil macroaggregate dynamics was surveyed in Ah horizon, which is the only comparable soil horizon across the gradient. Intact soil aggregates from Ah horizon were carefully collected with a knife and a trowel in each profile, and most gravels or stones were removed by hand. This strategy allowed the sampling of the Ah horizon with neither contamination from above organic horizons nor compaction that usually occur with core sampling. Materials sampled in the five soil profiles were further merged into a unique composite sample representative of the heterogeneity of the plot. We thus obtained a total of nine composite samples from Ah horizons that were immediately stored in rigid plastic boxes so as to preserve the integrity of soil aggregates. In one of the five soil pits of each plot, one undisturbed volume of soil ($8 \times 5 \times 3 \text{ cm}^3$) was collected in the Ah Horizon with a Kubiena box and brought with caution to the laboratory. The nine blocks of undisturbed soil were then stored at 5°C before further processing.

Composite soil samples from Ah horizons were air-dried at room temperature. When necessary clods were gently broken up along natural planes of weakness into aggregates (<

25 mm) and remaining stones, gravel and roots were removed as much as possible. Aggregates that were disturbed due to sampling were discarded (Pulleman et al. 2005). Soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (N_t) content of Ah horizons were determined by dry combustion (NF ISO 10694 1995; NF ISO 13878 1998). Although carbonate content of all soil samples was low as revealed by treatment with acid, complete removal of carbonates was ensured through acid washing prior to all SOC measurements. Mineral nitrogen content ($N - NO_3$ and $N - NH_4$) was determined following the method of Krom (1980). pH in H_2O was measured according to NF ISO 10390 (2005). Cation exchange capacity (CEC) was determined by the Metson method (NF X 31-130 1999). Exchangeable cations (Ca, Mg, K, Na) were measured by atomic absorption spectroscopy after ammonium acetate extraction (NF X 31-108 2002). Base saturation (BS) was then computed as $BS = 100 * [(Ca + Mg + K + Na) / CEC]$. Soil texture was determined according to NF X 31-107 (2003). Aggregate size distribution was established using a dry sieving apparatus as described in Pulleman et al. (2005), which is a preferable technique over wet sieving for maintaining a relatively intact soil habitat (Blanco-Canqui and Lal 2004). Aggregates were sieved for 5 minutes over a stack of sieves with mesh sizes of 12.5 mm, 5 mm, 3.15 mm and 250 μm respectively. Macroaggregation was quantified by adding soil fractions above 250 μm .

Soil thin sections were made from the nine undisturbed blocks of Ah horizons which had been impregnated with synthetic resins (Fitzpatrick 1980). For each thin section, image acquisition was carried out in five windows of 20 x 20 mm with a Sony Camera DXC-930P (spatial resolution of 18 μm /pixel, spectral resolution of 256 grey levels) under a stereomicroscope using plain- and cross-polarized light. Soil porosity and stone content of Ah horizons were quantified by image analysis using ImageJ 1.38x software. Soil porosity corresponded to pixels which were white under plain-polarized light and black under cross-polarized light. Stones corresponded to white pixels under cross-polarized light.

Identification of aggregate fractions and macroaggregation pathways

For each composite sample of Ah horizon, macroaggregation pathways were analysed for two different size classes: 3.15–5 mm and 5–12.5 mm. Soil macroaggregates were placed under a stereomicroscope and separated by hand into various morphological fractions according to the methodology recently described by Pulleman et al. (2005). Two main trajectories were identified for soil macroaggregation dynamics: a biological pathway and a physical pathway. The biological pathway was characterized by biogenic macroaggregates produced by soil fauna (aggregates with rounded shapes). These aggregates were often derived from earthworm casts which comprise embedded round and concave structures corresponding to successive defecations of soil material (Velasquez et al. 2007). The physical pathway was characterized by physicogenic macroaggregates (aggregates with angular to subangular-blocky or prismatic forms). They are produced by physical processes like drying and rewetting of the soil or freeze-thaw cycles (Lavelle and Spain 2001). Biogenic and physicogenic aggregates were further discriminated into three classes depending on their age: young aggregates (i.e. freshly formed aggregates with clear structures and no visible macroporosity under stereomicroscope); aged aggregates (i.e. older aggregates with smoothed structures and a macroporosity visible under stereomicroscope); colonized aggregates (i.e. older aggregates strongly colonized by fine roots). Both biological and physical macroaggregation pathways are thus arranged in a chronosequence starting from freshly formed aggregates evolving to aged macroaggregates, till their colonization by fine roots. We further identified one category of aggregates associated with plant debris (APD).

An additional assessment of aggregate fractions was performed through NIR analysis of soil macroaggregates. We implemented NIRS for two distinct purposes: (i) to confirm the visual separation of aggregates into distinct categories (aggregate heterogeneity); and also (ii) to assess soil macroaggregation dynamics (ontogeny of aggregates; i.e. aggregate chronosequence from young to colonized macroaggregates within biological and physical pathways). Soil aggregates representative of all macroaggregates samples identified under stereomicroscope were ground (0.25 mm) to obtain homogeneous powders and scanned

(1000-2500 nm) with a NIR spectrophotometer Antaris II (Thermo electron). Each spectrum comprised 64 averaged scans of the sample. Data were collected at a 2 nm resolution resulting in 1557 absorbance values per spectrum.

Functional assessment of soil macroaggregates

In addition to NIR analysis which characterized SOM quality of aggregates (Joffre et al. 2001), various physical and chemical attributes of soil macroaggregates were measured in order to assess the specific contribution of each aggregation pathway to soil functioning along our experimental gradient. Similarly to whole samples of Ah horizons, we measured SOC and N_t content of all identified macroaggregate types. A suite of mechanical properties of soil macroaggregates were also measured. Such determination is critical since the intrinsic mechanical behaviour of individual aggregates can control the mechanical behaviour of the whole soil in relation to SOC sequestration (Blanco-Canqui and Lal 2004). Bulk density and porosity of soil macroaggregates were respectively determined by dry weight of aggregates divided by aggregate volume and by water retention weight divided by aggregate volume ($n = 3$ for each aggregate type). For both calculations, aggregate volume was determined by displacement of water from aggregates which were previously water-proofed with a thin layer of cyanoacrylate (Kuczak et al. 2006). The susceptibility of soil aggregates to erosion was assessed through measuring their stability (Barthès and Roose 2002) using a modified version of the method of Kemper and Rosenau (1986) described in Seybold and Herrick (2001). This technique quantifies the proportion of water stable aggregates (WSA) after a correction for sand content (remaining fraction $> 250 \mu\text{m}$ after wet-sieving in a solution of 10 g l^{-1} Na-hexametaphosphate). For each aggregate type, the labile pool of organic matter (particulate organic matter, POM) was also quantified using a wet-sieving technique derived from Cambardella and Elliott (1992). This unprotected pool of SOM is mainly comprised of partially decomposed organic debris (Garten et al. 1999) and has been shown to be very sensitive to modifications of soil microclimate along elevation gradients (Link et al. 2003).

POM was obtained after dispersion of 5 to 10 soil aggregates by shaking overnight in a 30 ml solution of 5 g l⁻¹ Na-hexametaphosphate. The mixture was wet-sieved through a 53 µm mesh sieve and weighed after oven drying (55°C). Sand content previously determined for aggregate stability was removed in order to obtain the final POM fraction (53 µm < POM < 250 µm).

Statistical analyses

The effects of ecosystem type and aggregation pathway on soil physico-chemical properties were assessed by analyses of variance (ANOVA) followed by Tukey's honest significant difference (HSD) post hoc test. Each null hypothesis was rejected at $p < 0.05$. The ability of NIR analysis as an operational tool for the assessment of the heterogeneity and ontogeny of soil macroaggregates was assessed with principal component analysis (PCA) of NIR spectra, using first derivative as spectral preprocessing. The unconstrained ordination of samples obtained with PCA illustrates the power of NIR data for a blind discrimination of samples without any a priori assumption on sample classes. All statistical treatments were conducted using R software version 2.7 (R Development Core Team 2008) with ade4 package for PCA (Chessel et al. 2004).

Results

Basic characteristics of Ah horizons along the spatial climate gradient

Despite the shift in vegetation and soil microclimate from the pine to the beech-fir forest (Figure 21), Ah horizons were found closely similar for most soil properties assessed along the spatial climate gradient (Table 9). Heterogeneity of plots within ecosystem types was non-negligible for each soil attribute, especially in the ecotone zone, as revealed by the strong standard deviation of reference data (Table 9).

Table 9 Summary statistics of basic properties of Ah horizons (composite samples, n = 3 per ecosystem type)

	Pine forest	Ecotone zone	Beech-fir forest
Soil Property	mean (SD)	mean (SD)	mean (SD)
Organic carbon (g kg ⁻¹)	102 (24)	106 (30)	93 (32)
Total nitrogen (g kg ⁻¹)	4.9 (1.1)	4.1 (1.0)	4.7 (1.2)
N – NO ₃ (mg kg ⁻¹)	4.7 (0.9)	1.9 (0.4)	2.2 (0.8)
N – NH ₄ (mg kg ⁻¹)	7.3 (2.0)	8.6 (2.9)	8.0 (1.1)
pH in H ₂ O	7.6 (0.1)	6.7 (0.5)	7.0 (0.2)
Ca exch. (cmol+ kg ⁻¹)	54 (10)	47 (15)	44 (12)
Mg exch. (cmol+ kg ⁻¹)	0.7 (0.5)	0.9 (0.5)	0.7 (0.5)
K exch. (cmol+ kg ⁻¹)	0.11 (0.03)	0.13 (0.05)	0.12 (0.02)
Na exch. (cmol+ kg ⁻¹)	0.025 (0.003)	0.038 (0.013)	0.040 (0.011)
CEC (cmol+ kg ⁻¹)	55 (10)	48 (14)	35 (8)
Base saturation (%)	100 (3)	100 (3)	125 (16)
Stone content (%)	5 (2)	17 (14)	20 (10)
Porosity (%)	43 (3)	44 (17)	35 (1)
Macroaggregation (%)	72 (11)	90 (7)	96 (1)
Clay (%)	18 (3)	25 (4)	27 (6)
Silt (%)	65 (1)	64 (2)	63 (7)
Sand (%)	17 (4)	11 (4)	10 (1)

Abbreviations:

SD = standard deviation; exch. = exchangeable

No significant differences could be detected for SOC, N_t, NH₄, CEC, Ca, Mg, K, Na, stone content and porosity between ecosystem types. Similarly, no differences between ecosystem types were observed for clay, silt and sand content, with soil texture slightly varying from silt

loam to silty clay loam across plots (Table 9). However, ANOVA tests revealed significant differences for base saturation, NO₃ and pH. Base saturation was higher in Ah horizon of the beech-fir forest ($p < 0.05$) and Ah horizon of the mountain pine forest was characterized by a higher pH and NO₃ content ($p < 0.05$). Furthermore, strong changes in aggregate size distribution were detected along the gradient (Table 9; Figure 22).

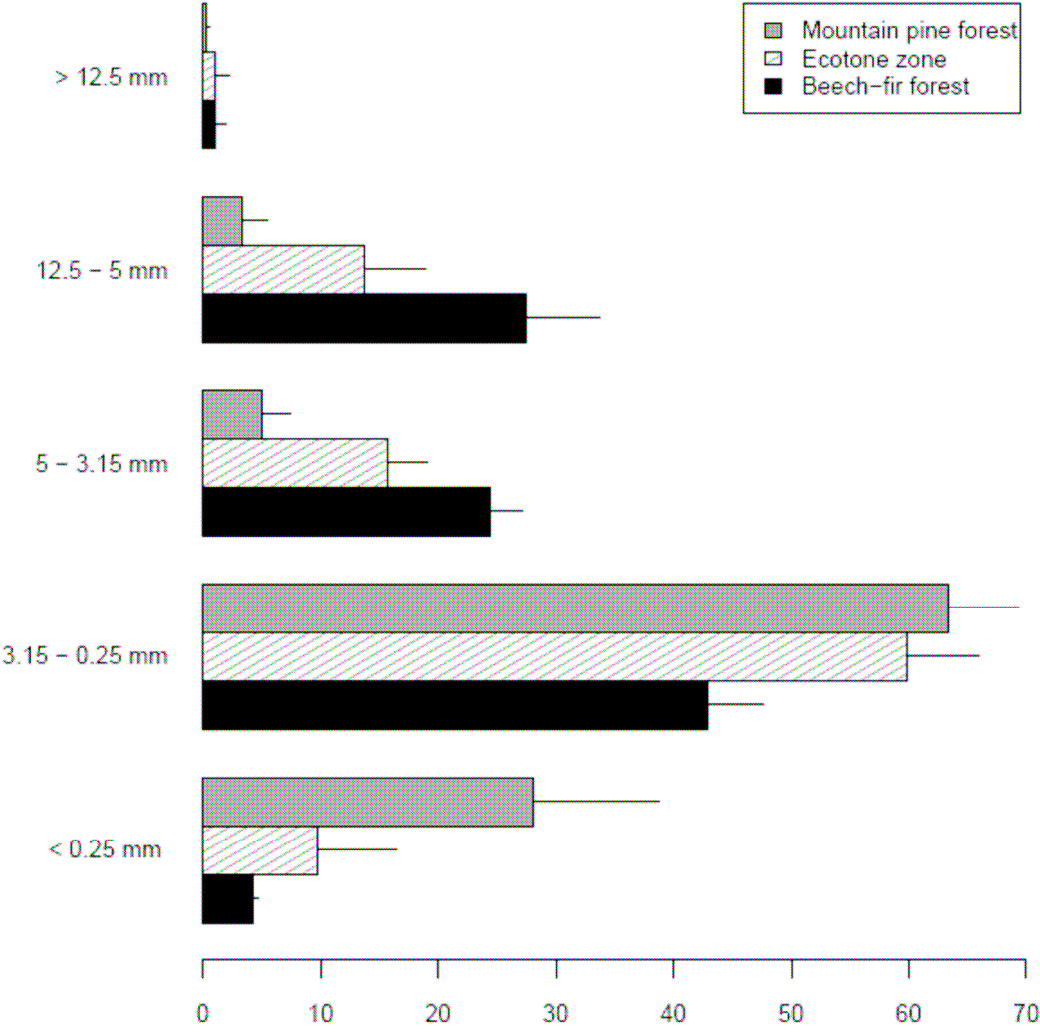


Figure 22 Mean aggregate size distribution (%) after dry sieving of Ah horizons along the spatial climate gradient (n = 3 per ecosystem type). Segmented lines represent standard deviations

Percent of macroaggregates ($> 250 \mu\text{m}$) was reduced from respectively 96% and 90% in Ah horizon of the beech-fir and the ecotone forests, to 72% in Ah horizon of the mountain pine forest ($p < 0.05$). This reduction was even more obvious when considering the proportion of macroaggregates above 3.15 mm; with 53% in the beech-fir forest, 30% in the ecotone plots and only 9% in the pine forest (Figure 22). Biological activity of Ah horizons also strongly varied along the spatial climate gradient. During the sampling period, Ah horizons showed an important earthworm activity in beech-fir plots whereas neither individuals nor indices of earthworm bioturbation could be observed in Ah horizons of mountain pine plots. Earthworm activity was intermediate in the ecotone plots.

Visual assessment of soil macroaggregation pathways in contrasted ecosystems

Within both aggregate size fractions of Ah horizons (3.15–5 mm and 5–12.5 mm) from the nine research plots, a total of 79 samples could be isolated under the stereomicroscope. An important diversity of soil macroaggregates was observed in the 5–12.5 mm fraction along the spatial climate gradient, with eight different categories identified (Figure 23). In the beech-fir forest, seven macroaggregate types were separated from this fraction. These included young, aged, colonized biogenic (mainly earthworm casts) and physicogenic aggregates as well as APD (associated with plant debris) macroaggregates. Biological and physical pathways represented respectively 35% and 54% on average of the aggregate fraction. In the pine forest, only five macroaggregate types were identified in the 5–12.5 mm fraction. One category of macroaggregates, never described in cold mountain soils, clearly dominated Ah horizon of pine forest: fragile rounded aggregates (FRA; Figure 23; 61% of aggregate fraction). Even though the round shape of FRA resembles biogenic aggregates, we hypothesized that they were generated by physical processes like freeze-thaw cycles which characterize the soil microclimate of mountain pine forest patches, because their stability was very weak, specially when compared with that of biogenic aggregates. Macroaggregate diversity was highest in the ecotone plots which comprised all identified

aggregate categories within the 5–12.5 mm fraction of Ah horizons. Biological pathway slightly dominated this aggregate fraction (49%) and physical pathway represented 35% plus 8% of FRA aggregates.



Figure 23 Examples of the different macroaggregate types separated from the 5–12.5 mm size fraction: (BY) young biogenic; (BA) aged biogenic; (BC) colonized biogenic; (APD) associated with plant debris; (PY) young physicogenic; (PA) aged physicogenic; (PC) colonized physicogenic; (FRA) fragile rounded aggregates. All aggregates shown here are from the beech-fir forest, except FRA which is from the pine forest

The 3.15–5 mm fraction of Ah horizons was characterized by a smaller diversity of soil aggregates along the gradient. Only four categories could be separated under the stereomicroscope (young and aged biogenic, physicogenic and FRA). Biological and physical pathways were equally represented in the beech-fir and the ecotone forests. The only difference was the presence of few FRA aggregates (3% on average) in the ecotone

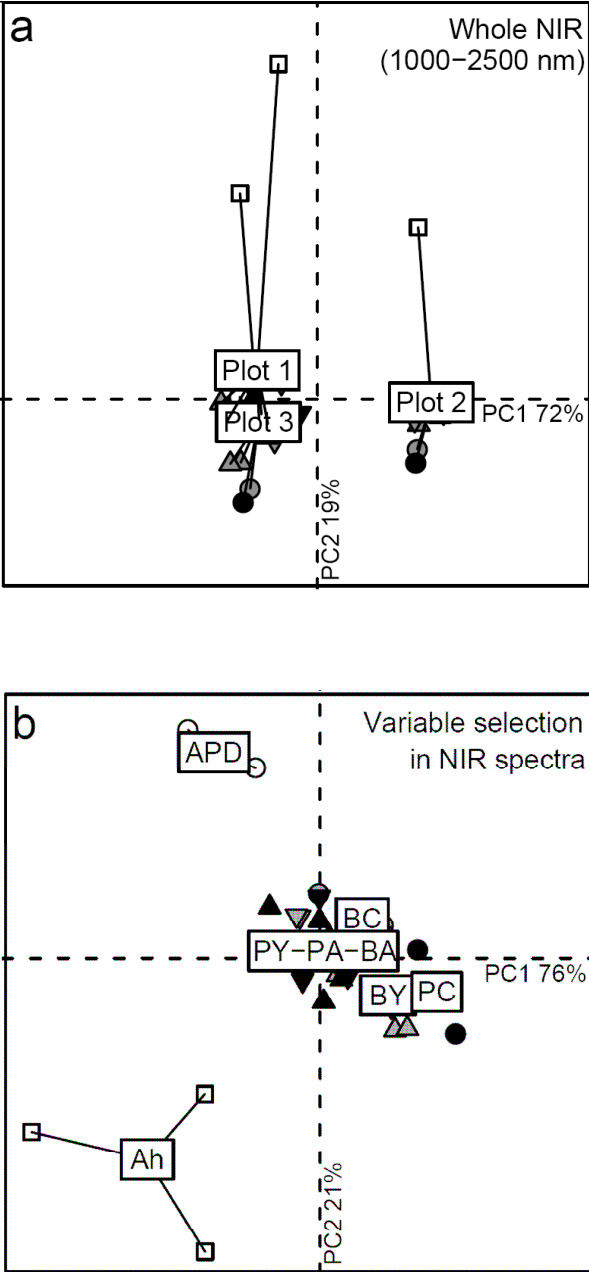
plots. By contrast, the 3.15–5 mm fraction of Ah horizons of the pine forest was entirely dominated by the physical macroaggregation pathway with 87% of physicogenic and 13% of FRA aggregates.

Clear trends regarding soil macroaggregation pathways were thus revealed by the visual assessment of both aggregate size fractions. Ah horizon of the beech-fir forest is made up of an equilibrium between physical and biological pathways. The ecotone plots show a similar pattern but the presence of FRA aggregates stresses some influence of freeze-thaw cycles on soil macroaggregate dynamics which is consistent with soil temperature data (Figure 24). Ah horizon of the pine forest is almost entirely formed from the physical macroaggregation pathway, and the strong proportion of FRA aggregates characterizes the active layer (i.e. top layer of soil frozen during winter that thaws during the summer) of the sporadic permafrost.

NIRS assessment of the heterogeneity and the ontogeny of soil macroaggregates

Only samples with a minimum dry weight of 1 g could be analysed with NIRS. As a consequence, NIRS measurements were performed for 74 out of the 79 macroaggregate samples visually identified under the stereomicroscope. PCA of NIR spectra were carried out by ecosystem type in order to find specific spectral fingerprints for each aggregate categories and ontogenic trajectories of soil macroaggregation. However, factorial projections of NIR spectra of soil aggregates were strongly plot-dependent within each ecosystem type, as depicted in figure 24a representing spectral fingerprints of soil macroaggregates and whole Ah horizons from beech-fir forest. In order to tackle this analytical problem already pointed out by Velasquez et al. (2007), we tested a new strategy of wavelength selection within NIR spectra inspired from a recent work of Cécillon et al. (2008) to remove the plot effect from the PCA. Variable selection was based on the loadings matrix of the PCA. The loadings can be understood as the weights for each original variable (i.e. wavelengths) when calculating the

principal components. We removed NIR wavelengths with loadings higher than 0.3 and 0.5 respectively for the first two principal components which were associated to plot effect. Then, a new PCA was performed with the selected wavelengths. Figure 24 illustrates the usefulness of this strategy on the NIR spectral data of the beech-fir forest.



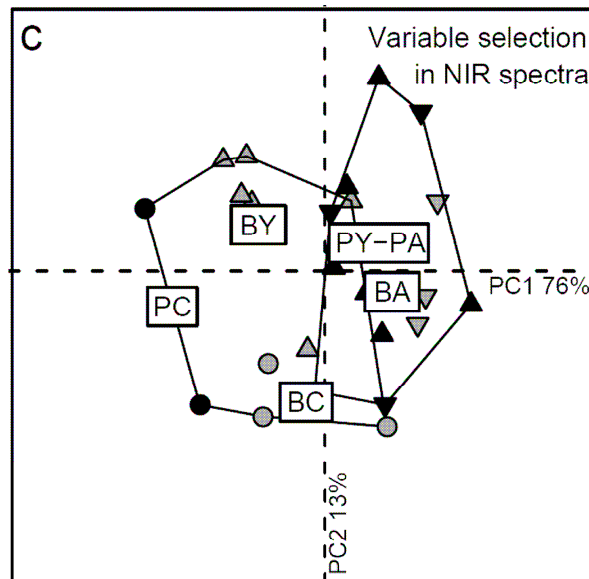


Figure 24 PCA of NIR spectra of all soil macroaggregates and whole Ah horizon samples collected in the beech-fir forest: (a) PCA performed using the full NIR spectrum (1000-2500 nm); (b) PCA performed after one step of wavelength selection within NIR spectra; (c) PCA performed after one step of wavelength selection within NIR spectra, with further removing of Ah horizon and APD samples. Convex hulls indicate two discriminated groups of aggregates. Triangles, inverse triangles and circles correspond respectively to young, aged and colonized aggregates from biological (grey) and physical (black) pathways. White squares, circles and black squares represent respectively Ah horizon, APD and FRA aggregates. Labels indicate gravity centres of research plots, or sample categories (as described in figure 23)

Abbreviations: PCA = principal component analysis; NIR = near infrared

NIRS was found suitable for discriminating soil macroaggregates of biogenic and physical pathways from APD aggregates and whole Ah horizon samples (Figure 24b). Eliminating those spectral outliers from the analysis yielded a principal component space in which aggregates from biogenic and physical pathway could be fairly separated (Figure 24c). Negative values on the first axis of the PCA corresponded to the biological pathway whereas the physical pathway was characterized by positive values on this axis. However, the classification of macroaggregates with NIRS did not match perfectly the one predicted by the

visual approach. Colonized physicogenic aggregates and aged biogenic aggregates were often misclassified (Figure 24c), depicting differences between the morphological (i.e. visual) and the functional classification of soil macroaggregates obtained with NIR analysis (see e.g. Hedde et al. 2005).

Although NIRS was found efficient for assessing the functional heterogeneity of soil macroaggregates in a given ecosystem type (fair results were also obtained for ecotone and pine forests; data not shown), this approach failed to classify similar soil macroaggregates from different ecosystems. Furthermore, our objective of clear representations of ontogenic trajectories for soil macroaggregation was not entirely achieved with our strategy of wavelength selection, perhaps because of remaining plot effects. We therefore assessed soil macroaggregation pathways within each research plot (except for pine plots with too few samples). PCA on NIR spectra of soil macroaggregates from single beech-fir or ecotone plots revealed a more detailed representation of the heterogeneity and ontogeny of soil macroaggregates (Figure 25). In the beech-fir plots, a better discrimination of young biogenic aggregates from colonized macroaggregates was visible along the second axis of the PCA (Figure 25a). In the ecotone plots, discrimination between macroaggregates from biogenic and physicogenic was even more pronounced along the first two axis of the PCA (Figure 25b). NIR spectral fingerprint of FRA macroaggregates were found similar to that of physicogenic aggregates (Figure 25b), thereby confirming the physical origin of this macroaggregate category. Tentative ontogenic trajectories for soil macroaggregation are proposed on figure 25. Biological and physical pathways of macroaggregation appeared much more distinct in the ecotone plots than in the beech-fir plots, suggesting that young and aged physicogenic aggregates from the beech-fir forest could correspond to an ancient drilosphere (i.e. biogenic aggregates) not colonized by roots (Figure 25a).

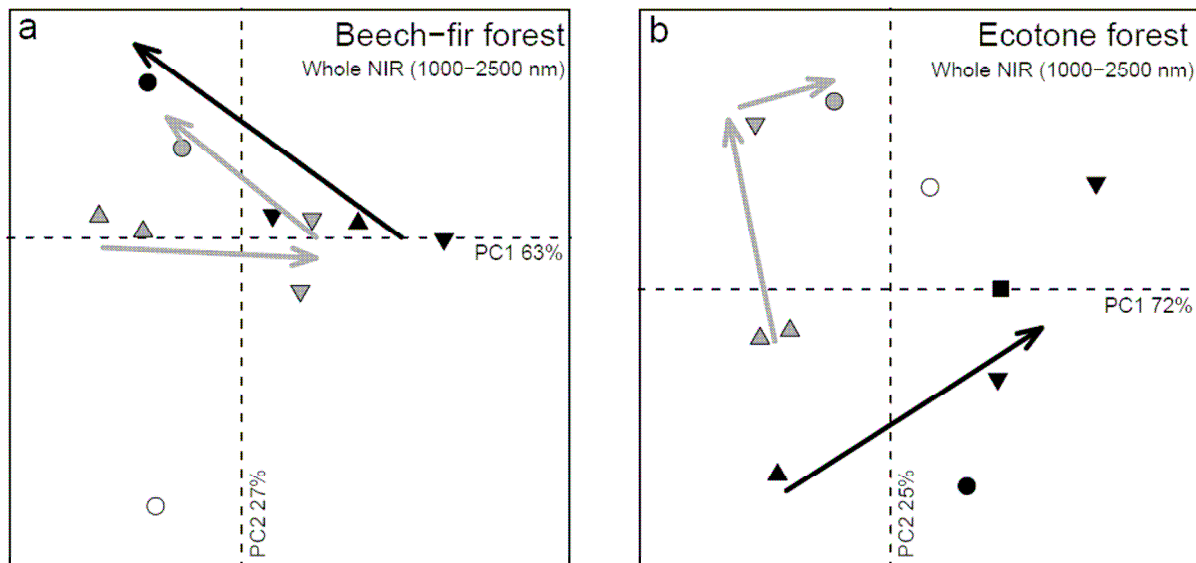


Figure 25 PCA of NIR spectra of soil macroaggregates from one research plot of the beech-fir and the ecotone forests. Arrows indicate proposed ontogenic trajectories for biological (grey) and physical (black) pathways of soil macroaggregation (similar results were obtained within plots of each ecosystem type). The meaning of symbols is detailed in figure 24

Functional implications of soil macroaggregation along the gradient

Along the spatial climate gradient, clear changes in soil macroaggregation pathways have been identified with visual and NIRS discrimination of aggregates. Both methods led to the classification of FRA and APD aggregates into two pathways distinct from biological and physical macroaggregation pathways described above. Although NIRS provided a first evidence for functional differences between each aggregation pathway, no inference could be made regarding some specific threats on mountain soils. Six soil physico-chemical attributes relevant to soil functioning were measured on 70 macroaggregate samples out of the 79 samples visually identified in Ah horizons of the spatial climate gradient (Table 10).

FRA aggregates had very original physical properties compared to all other ones as revealed by ANOVA tests (Table 10).

Table 10 Effect of aggregation pathway on physico-chemical properties of soil macroaggregates

Soil Property	Soil macroaggregation pathway			
	Biological (n = 29)	Physical (n = 27)	APD (n = 8)	FRA (n = 6)
	mean (SD)	mean (SD)	mean (SD)	mean (SD)
Organic carbon (g kg ⁻¹)	87 (25)	90 (37)	111 (30)	92 (43)
Total nitrogen (g kg ⁻¹)	4.1 (1.2)	4.2 (1.5)	5.0 (1.4)	4.7 (2.0)
Porosity (%)	38 (7)	36 (4)	39 (6)	46 (3)
Bulk density	0.65 (0.14)	0.61 (0.13)	0.47 (0.10)	0.45 (0.16)
WSA (%)	94 (12)	91 (13)	93 (7)	58 (17)
POM (%)	18 (7)	18 (6)	24 (8)	22 (10)

Abbreviations:

SD = standard deviation; WSA = water stable aggregates; POM = particulate organic matter

They were characterized by a lower WSA ($p < 0.001$) and a higher porosity ($p < 0.01$) than all other aggregation pathways. FRA and APD aggregates also showed a lower bulk density than biogenic and physicogenic aggregates ($p < 0.001$) but this characteristic was in fact associated to macroaggregates from the mountain pine forest patches. No differences for SOC, N_t and POM content could be found between aggregation pathways, because of strong variations within each pathway and between ecosystem types. POM content was higher in soil macroaggregates of the pine forest than in those of ecotone plots and the beech-fir forest ($p < 0.05$). N_t content was lowest in the macroaggregates of the ecotone forest ($p < 0.05$). No effect of ecosystem type was observed on SOC content of soil

macroaggregates. Physical and biological pathways showed similar characteristics for all physico-chemical properties assessed (Table 10). Thus, the functional difference between these two aggregation pathways revealed by NIRS (Figure 24; Figure 25) could be due to changes in microbiological activity, as NIR spectra of soils contain much information related to their microbiological properties (Cécillon et al. 2008). When examining more precisely physical and biological macroaggregation pathways in the beech-fir forest, some differences for POM content appeared. Young and colonized biogenic aggregates were enriched in POM, whereas POM content of aged aggregates was depleted ($p < 0.05$). By contrast, POM content of all physicogenic aggregates was almost constant. These results could show a preferential way of utilization of young biogenic aggregates by roots and soil microorganisms, meaning that the stocked POM is cycled more rapidly within these aggregates. However, this trend was not observed in the ecotone forest.

Regarding soil threats, the four macroaggregation pathways showed similar response for organic matter decline with high SOC content (92 g kg^{-1} on average) and similar N_t and POM content (Table 10), suggesting no long-term effect of changing soil microclimate and vegetation on soil organic matter storage in macroaggregates. However, the small proportion of the aggregate size fraction above 3.15 mm in the pine forest (Figure 22) indicates that the contribution of soil macroaggregation for SOC storage is very low in this ecosystem. By contrast, FRA aggregates, which dominated the aggregate size fraction above 3.15 mm of Ah horizon from the pine forest were characterized by a very low aggregate stability compared all other macroaggregation pathways, suggesting a stronger susceptibility of Ah horizons to erosion in the pine forest probably induced by freeze-thaw cycles.

Discussion

Changes in properties of Ah horizons along the spatial climate gradient

Our experimental design with most state factors constant provided a sound basis for the assessment of the consequences of long-term changes in soil microclimate and vegetation on soil properties and processes. Despite the long-term and strong increase in T_s (5.0°C) from the pine forest to the beech-fir forest, SOC content was found almost constant along the gradient as well as many other properties of Ah horizons, like cation contents or soil texture. Therefore, changes in the intensity and the duration of soil frost did not induce SOM decline, as described by Matzner and Borken (2008) who reported no differences regarding soil C losses between frozen and unfrozen conditions under natural vegetation. By contrast, some studies had reported depletion of SOC content and possible leaching of Ca and Mg out of the soil profile under a warmer climate through an increase in soil respiration and alterations in wet-dry or freeze-thaw cycles (Young et al. 1998; Link et al. 2003; Bronick and Lal 2005). SOM decline under warmer conditions could thus be limited to soils that were presently influenced by extended frost periods (Matzner and Borken 2008), with fewer effects in the long-term as changes in vegetation and litter quality occur.

Boix-Fayos et al. (1998) showed an increased aggregation on north-facing slopes compared to south-facing slopes in Mediterranean soils due to vegetative differences caused by a colder soil microclimate. On the contrary, soil aggregation clearly increased in warmer plots of our gradient, and the slight (0.7°C) but long-term increase in T_s from pine to ecotone forest provided substantial improvement of soil macroaggregation. These results suggest a strong temperature sensitivity of soil aggregation process at low temperatures inducing profound modifications in soil structure. The increased macroaggregation under milder soil microclimate was associated to an increase in earthworm activity, which underlines the importance of earthworm bioturbation to the formation of soil structure in Ah horizons of

mountain soils (Brêthes et al. 1995; Sagot et al. 1999). Therefore, our results complete observations of Boix-Fayos et al. (1998), indicating the existence of optimal temperate soil microclimate conditions for soil aggregation associated to high earthworm activity in mountain ecosystems (Grossi and Brun 1997).

NIRS as an operational tool for assessing soil macroaggregation dynamics

The visual method of aggregate separation efficiently discriminated a wide diversity of macroaggregate types differing in their origin as demonstrated by Pulleman et al. (2005). NIR spectral fingerprints of soil macroaggregates often confirmed their morphological heterogeneity visually assessed, as previously shown in some studies (Hedde et al. 2005; Velasquez et al. 2007). In addition, inference regarding ontogenic trajectories for soil macroaggregation could be made for the first time, based on this functional classification of aggregates. NIRS can thus be considered as an analytical tool suitable for the assessment of heterogeneity and ontogeny of soil macroaggregates, opening the way for further investigations of detritus dynamics in soils as claimed by Moore et al. (2004). However, it was not possible to fairly classify similar soil macroaggregates from different ecosystems types with NIRS. Further developments of spectral processing may improve the discrimination efficiency of NIRS for soil macroaggregates types.

Functional implications of soil macroaggregation along the spatial climate gradient

The proportion of each identified soil macroaggregation pathway strongly varied along our spatial climate gradient. The slight increase in T_s from the pine forest to the ecotone zone (in the same soil type, herein Cryosols Eutric) strongly increased the contribution of the biological pathway to soil macroaggregation in both aggregate size fractions investigated. These changes in soil macroaggregation pathways were associated to modifications of some properties of soil aggregates relevant to soil functioning. The slight decrease in frost intensity

within Ah horizons of Cryosols Eutric induced a significant increase in the stability of soil macroaggregates. Long-term warming of seasonally frozen soil could thus improve the resistance of soils to erosion through enhancing biological macroaggregation. This result corroborates a previous study from Kværnø and Øygarden (2006) who reported an increased erodibility of soils subjected to freeze-thaw cycles. Even though a decrease in POM (labile SOM pool) was observed in macroaggregates from warmer plots similarly to results reported by Link et al. (2003), no depletion in their SOC content could be detected along the gradient as for whole Ah horizons. Increasing temperatures in organo-mineral horizons may transfer increased amounts of SOC to more stable soil C pools, probably because of accelerated physico-chemical stabilization reactions (Jones and Donnelly 2004). Enhanced biological process like microbial respiration in warmer plots may counterbalance this phenomenon, thereby stabilizing SOC content. No differences for physico-chemical properties were found between aggregates of biological and physical pathways. This was partly due to functional differences within each aggregation pathway, as stressed by the misclassification of aged biogenic and colonized physicogenic aggregates from the beech-fir forest by NIR analysis. The depletion in POM content of aged biogenic aggregates from the beech-fir forest could explain this misclassification, and may indicate a priming effect of earthworms on microbial decomposition during casts formation (Lavelle and Spain 2001). Young biogenic structures are enriched in POM and intestinal mucus which stimulates microbial respiration much more under the warm climatic conditions of the beech-fir forest than under the cold soil microclimate of the ecotone, causing depletion in their POM content only in the beech-fir forest. New inputs of fresh organic matter are further provided by fine roots in colonized aggregates, enhancing their POM content. This result could indicate a climate-mediated alteration of the functional role of earthworms in mountain soils.

Concluding remarks

Climate change in cold regions will modify the intensity, frequency and duration of soil frost through changes in regional climatic conditions and the thickness of an insulating snow cover. We showed that a long-term modification of soil microclimate and its associated vegetation can induce profound changes in the heterogeneity and the ontogeny of macroaggregates in mountain soils, involving specific pathways of aggregation. Our experimental design demonstrated that these changes in soil macroaggregation dynamics can be associated to strong modifications in soil attributes and functions related to important threats to mountain soils like erosion and SOM decline. Our results suggest that whatever a long-term increase or decrease in soil frost, SOC content should remain almost constant, even though changes in SOM pools could be observed. By contrast, soil biological macroaggregation and soil structural stability should be strongly affected by a long-term modification of soil frost and litter quality, soil warming providing a substantial improvement of soil conditions regarding their susceptibility to erosion.

Acknowledgements

This work was supported by the French Agency for Environment and Energy Management (ADEME) and Cemagref. Authors are grateful to participants of the conference "Mountain soils under a changing climate and land-use" (WSL, Birmensdorf, Switzerland, 6-8 March 2008) organized within the framework of the COST Action 639 (<http://www.cost639.net>) for their valuable comments.

References (Chapter V)

- Amundson R, Jenny H (1997)** On a state factor model of ecosystems. *BioScience* 47:536–543
- Asta J, Orry F, Toutain F et al (2001)** Micromorphological and ultrastructural investigations of the lichen–soil interface. *Soil Biol. Biochem.* 33:323–337
- Barthès BG, Roose E (2002)** Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* 47:133–149
- Becker A, Körner C, Brun JJ et al (2007)** Ecological and land use studies along elevational gradients. *Mountain Res. Develop.* 27:58–65
- Blanco-Canqui H, Lal R (2004)** Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Crit. Rev. Plant Sci.* 23:481–504
- Boix-Fayos C, Calvo-Cases A, Imeson AC et al (1998)** Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a Mediterranean climatological gradient. *Catena* 33:123–138
- Brêthes A, Brun JJ, Jabiol B et al (1995)** Classification of forest humus forms: a French proposal. *Ann. Sci. For.* 52:535–546
- Bronick CJ, Lal R (2005)** Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124:3–22
- Cambardella CA, Elliott ET (1992)** Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777–783
- Cassagne N, Spiegelberger T, Cécillon L et al (2008)** The impact of soil temperature increase on organic matter and faunal properties in a frozen calcareous scree in the French Alps. *Geoderma* 146:239–247
- Cécillon L, Cassagne N, Czarnes S et al (2008)** Variable selection in near infrared spectra for the biological characterization of soil and earthworm casts. *Soil Biol. Biochem.* 40:1975–1979
- Cécillon L, Cassagne N, Czarnes S et al (2008)** Predicting soil quality indices with near infrared analysis in a wildfire chronosequence. *Sci. Total Environ.* in press
- Chessel D, Dufour AB, Thioulouse J (2004)** The ade4 package – I: one-table methods. *R News* 4:5–10
- European Commission (2006)** Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection. COM (2006)231 final, Brussels.
- FitzPatrick EA (1980)** The micromorphology of soils. A manual for the preparation and description of thin sections of soils. Dept. of Soil Science, University of Aberdeen, U.K.
- Garten Jr. CT, Post WM, Hanson PJ et al (1999)** Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in the southern Appalachian Mountains. *Biogeochemistry* 45:115–145
- Garti C (1980)** Gorges de la Souloise et contreforts du massif de l’Obiou. Dissertation, DDA Isère, Grenoble.
- Grossi JL, Brun JJ (1997)** Effect of climate and plant succession on lumbricid populations in the French Alps. *Soil Biol. Biochem.* 29:329–333

- Hedde M, Lavelle P, Joffre R et al (2005)** Specific functional signature in soil macro-invertebrates biostructures. *Funct. Ecol.* 19:785–793
- Heimann M, Reichstein M (2008)** Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451:289–292
- Huber UM, Bugmann, HKM, Reasoner MA (eds) (2005)** Global change and mountain regions, an overview of current knowledge. *Advances in Global Change Research*, volume 23, Springer Netherlands
- IUSS Working Group WRB (2006)** World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103, FAO, Rome
- Jandi R, Olsson M (eds) (2007)** COST Action 639: Greenhouse-Gas Budget of Soils under Changing Climate and Land Use (BurnOut). Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna
- Joffre R, Ågren GI, Gillon D et al (2001)** Organic matter quality in ecological studies: theory meets experiment. *Oikos* 93:451–458
- Jones MB, Donnelly A (2004)** Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol.* 164:423–439
- Kemper WD, Rosenau RC (1986)** Aggregate stability and size distribution. In: Klute A (ed) *Methods of Soil Analysis: Part 1. Agron. Monogr. 9*, ASA and SSSA, Madison, WI, pp425–442
- Krom MD (1980)** Spectrophotometric determination of ammonia : A study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *The Analyst* 105:305–316
- Kuczak CN, Fernandes ECM, Lehmann J et al (2006)** Inorganic and organic phosphorus pools in earthworm casts (Glossoscolecidae) and a Brazilian rainforest Oxisol. *Soil Biol. Biochem.* 38:553–560
- Kueppers LM, Harte J (2005)** Subalpine forest carbon cycling: short- and long-term influence of climate and species. *Ecol. App.* 15:1984–1999
- Kværnø SH, Øygarden L (2006)** The influence of freeze–thaw cycles and soil moisture on aggregate stability of three soils in Norway. *Catena* 67:175–182
- Lal R (2005)** Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.* 220:242–258.
- Lambert A (1967)** La formation de glace dans les conduits karstiques, les roches fissurées et les pierriers. *Rev. Géog. Phys. Géol. Dyn.* 2:321–324
- Lavelle P, Spain AV (2001)** Soil ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Lavelle P, Decaëns T, Aubert M et al (2006)** Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42:S3–S15
- Legros JP (2007)** Les grands sols du monde. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.
- Link SO, Smith JL, Halvorson JJ et al (2003)** A reciprocal transplant experiment within a climatic gradient in a semiarid shrub-steppe ecosystem: effects on bunchgrass growth and reproduction, soil carbon, and soil nitrogen. *Glob. Ch. Biol.* 9:1097–1105
- von Lützw M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K et al (2007)** SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39:2183–2207
- Matzner E, Borken W (2008)** Do freeze-thaw events enhance C and N losses from soils of different ecosystems? A review. *Eur. J. Soil Sci.* 59:274–284
- Moore JC, Berlow EL, Coleman DC et al (2004)** Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol. Lett.* 7:584–600

- NF ISO 10390 (2005)** Soil Quality, Determination of pH. AFNOR
- NF ISO 10694 (1995)** Qualité du sol, dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire). AFNOR
- NF ISO 13878 (1998)** Soil quality, determination of total nitrogen content by dry combustion ("elemental analysis"). AFNOR
- NF X 31-107 (2003)** Qualité du sol, détermination de la distribution granulométrique des particules du sol, méthode à la pipette. AFNOR
- NF X 31-108 (2002)** Qualité des sols, détermination des cations Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺ extractibles par l'acétate d'ammonium, méthode par agitation. AFNOR
- NF X 31-130 (1999)** Qualité des sols, méthodes chimiques, détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations extractibles. AFNOR
- Prichard SJ, Peterson DL, Hammer RD (2000)** Carbon distribution in subalpine forests and meadows of the Olympic mountains, Washington. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1834–1845
- Pulleman MM, Six J, Uyl A, Marinissen JCY et al (2005)** Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils. *Appl. Soil Ecol.* 29:1–15
- R Development Core Team (2008)** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Rusek J (1985)** Soil microstructures – contributions on specific soil organisms. *Quaest. Entomo.* 21:497-514
- Sagot C, Brun JJ, Grossi JL et al (1999)** Earthworm distribution and humus forms in the development of a semi-natural alpine spruce forest. *Eur. J. Soil Biol.* 35:163–169
- Seybold CA, Herrick JE (2001)** Aggregate stability kit for soil quality assessments. *Catena* 44:37–45
- Shipitalo MJ, Protz R (1989)** Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma* 45:357–374
- Six J, Bossuyt H, Degryze S et al (2004)** A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79:7–31
- Tisdall JM, Oades JM (1982)** Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 62:141–163
- Topoliantz S, Ponge JF, Viaux P (2000)** Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant Soil* 225:39–51
- Velasquez E, Pelosi C, Brunet D et al (2007)** This ped is my ped: visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. *Pedobiologia* 51: 75–87
- Viscarra Rossel RA, Walvoort DJJ, McBratney AB et al (2006)** Visible, near-infrared, mid-infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131:59–75
- Young IM, Blanchart E, Chenu C et al (1998)** The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Glob. Change Biol.* 4:703–712.

Conclusions (partie 2 de la thèse)

Nos travaux conduits sur le site expérimental de Pellafol, dans le massif du Dévoluy, montrent l'intérêt de l'application couplée d'un bioindicateur (les indices basés sur la structure des communautés de nématodes libres du sol) et d'un indicateur physico-chimique (la technologie SPIR), pour l'étude de la qualité de sols forestiers soumis à une contrainte intense.

Le premier article de cette partie 2 de la thèse (chapitre IV) constitue une des premières applications du bioindicateur nématodes en milieu forestier montagnard. Il démontre l'intérêt d'une approche rendant compte de la réponse de la composante vivante des sols à la contrainte microclimatique. Les résultats obtenus montrent que les modifications environnementales le long du gradient spatial climatique modifient en profondeur la densité mais aussi la structure des populations de nématodes libres du sol. De plus, le calcul d'indices basés sur la structure des communautés de nématodes permet d'obtenir des informations intéressantes concernant la qualité globale et spécifique des sols du site de Pellafol. Ces indices témoignent de la faible perturbation anthropique du site qui permet une bonne structuration du réseau trophique dans les deux types d'écosystèmes et

dans la zone écotone. Ils permettent également de mettre en évidence des variations dans les mécanismes du processus de décomposition le long du gradient. Ainsi, l'étude des communautés de nématodes nous renseigne indirectement sur les ressources énergétiques basales préférentielles du réseau trophique de décomposition du sol, faisant apparaître des différences importantes sous l'effet du gradient de contrainte.

Le deuxième article de cette partie 2 de la thèse (chapitre V) démontre la capacité de la SPIR pour l'étude du processus d'agrégation du sol, en rendant possible la caractérisation de l'hétérogénéité des macroagrégats et le suivi de trajectoires ontogéniques d'agrégation. Notre étude montre que des chemins spécifiques d'agrégation du sol caractérisent l'horizon Ah des écosystèmes du site de Pellafol, malgré les fortes similitudes des caractéristiques physico-chimiques de ces horizons. Ces modifications de l'agrégation du sol sont directement liées à la contrainte microclimatique via des alternances gel-dégel qui fragilisent les agrégats et la limitation de l'activité biologique qui empêche la bioturbation des lombricidés dans les clairières de pinède à crochets. Nos résultats montrent que les modifications du processus d'agrégation le long du gradient de contrainte modifient la qualité spécifique des sols concernant leur susceptibilité à l'érosion. Le microclimat froid de la pinède à crochets favorise cette menace, et la légère augmentation de température pour le même type de sol rencontrée dans les zones écotones (0.7°C) suffit à améliorer sensiblement la macroagrégation biologique des sols et leur stabilité structurale. En revanche, notre étude n'a pas décelé d'effets à long terme de la contrainte microclimatique par rapport à la menace de perte de matière organique des sols.

Conclusion générale

Intérêt de la démarche expérimentale adoptée

Dans cette thèse, nous avons choisi de travailler dans deux gradients de contraintes affectant des écosystèmes forestiers : des perturbations générées par des feux de forêts (dispositif IRISE, massif des Maures) et des modifications à long terme du microclimat du sol (site de Pellafol, massif du Dévoluy). Ces deux modalités de contraintes sont celles qui risquent de connaître la plus forte expansion spatiale dans le cadre des changements globaux annoncés (Jandl et Olsson, 2007).

Cette démarche expérimentale qui imposait des contraintes intenses pour des sites d'étude présentant de nombreux facteurs d'état constants (Amundson et Jenny, 1997) nous a permis d'observer des modifications de paramètres du sol liés à leur qualité fonctionnelle (au sens défini dans l'introduction générale de ce travail de thèse). L'invariance de nombreux facteurs d'état le long des deux gradients nous a également permis d'isoler plus facilement

les facteurs responsables de ces modifications, minimisant le risque d'erreurs souvent rencontrées lors d'études axées sur les processus du sol en milieu forestier (Lal, 2005).

Grâce aux variations importantes des paramètres liés à la qualité fonctionnelle du sol obtenues avec nos dispositifs, nous avons pu tester dans de bonnes conditions l'efficacité de deux indicateurs de qualité des sols tenant compte de leur fonctionnement physico-chimique et biologique : la méthode de spectroscopie proche infrarouge (SPIR) et le bioindicateur nématodes. Ces indicateurs nous renseignent sur des fonctions et services rendus par les sols (Andrews et al., 2004) et pourraient être utilisés de façon plus large dans le cadre de la surveillance de la qualité environnementale.

« Les deux contraintes induisent une modification de la qualité des sols »

Nos dispositifs de terrain ont permis de confirmer notre première hypothèse de travail pour les deux contraintes étudiées : il existe bien une signature au niveau du sol des modifications environnementales influençant le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Dans le cas du gradient de perturbation d'incendies de forêts du massif des Maures (partie 1 de la thèse), la perturbation feu génère des successions de communautés végétales spécifiques selon le temps écoulé depuis le dernier incendie (cf. présentation du gradient dans l'introduction générale). Au-delà de ces différences de végétation entre les sites, nos résultats ont démontré que le fonctionnement des sols (Cambisols à Leptosols ; IUSS Working Group WRB, 2006) est affecté de manière significative par les incendies, avec des différences dans la qualité globale, et certains paramètres de qualité spécifique représentant des services rendus par les sols forestiers de ce massif méditerranéen (dont la fonction puits de carbone). Nos résultats ont aussi montré une certaine capacité de résilience des sols après la perturbation feu vis-à-vis de deux services écosystémiques rendus par les sols (stockage de matière organique et activité biologique). Cette capacité de résilience est toutefois assez lente et pourrait être mise à mal par une augmentation de la

fréquence des incendies. En effet, nous avons pu démontrer le rôle crucial joué par les lombricidés, ingénieurs de l'écosystème, dans la fourniture de ces services écosystémiques ; d'autres résultats obtenus par notre équipe dans le projet IRISE ont montré que cette fonction écologique importante des lombricidés était assurée par une seule espèce épi-anécique : *Nicodrilus nocturnus* (Cassagne et al., 2008). Il n'existe donc pas de redondance trophique pour cette fonction cruciale d'ingénierie écologique dans ces écosystèmes. Ce résultat confronté à ceux de cette thèse souligne la fragilité des écosystèmes méditerranéens face aux incendies de forêts. Ainsi, dans le cas du massif des Maures, la perte d'une seule espèce clé pourrait avoir des conséquences négatives dramatiques sur le fonctionnement des sols et des écosystèmes, qui perdraient alors leur résilience face à la perturbation feu, ce qui provoquerait probablement une dégradation rapide des sols. Il apparaît donc crucial de favoriser le maintien de cette espèce ingénieur, ce qui nécessitera de mieux comprendre comment cette espèce conserve des effectifs suffisants dans la double contrainte environnementale que représentent le climat méditerranéen, et la récurrence des feux de forêts.

Dans le cas du gradient de microclimat du sol du massif du Dévoluy (partie 2 de la thèse), deux écosystèmes très contrastés se retrouvent en position adjacente du fait de la contrainte microclimatique intense. Cette contrainte est à l'origine d'une pédogénèse originale dans chaque écosystème avec un Cryosol Eutric dans les clairières de pinède à crochets et un Leptosol Eutric dans la hêtraie-sapinière (IUSS Working Group, 2006 ; Legros, 2007). Pour autant, nos résultats ont montré que l'horizon organo-minéral de chaque écosystème présente des caractéristiques physico-chimiques très similaires (même texture, teneur en C, N, etc.). Toutefois, malgré ces similitudes, nous avons pu démontrer que le fonctionnement des sols de ces deux écosystèmes forestiers est marqué par d'importantes différences au niveau des processus d'agrégation et de décomposition. Si les voies principales de décomposition de la MOS qui diffèrent entre les écosystèmes (fongique dans les pinèdes, bactérienne dans la hêtraie-sapinière) ne semblent pas avoir d'effets à long

terme sur la teneur en MOS dans l'horizon organo-minéral, ces différences pourraient en revanche indiquer des stratégies différentes de séquestration du carbone dans chaque écosystème. La minéralisation de la matière organique fraîche, plus rapide dans la hêtraie-sapinière, pourrait être compensée par un stock de carbone mieux stabilisé grâce à une agrégation organo-minérale très efficace. Par ailleurs, l'agrégation organo-minérale favorisée par la forte activité biologique dans la hêtraie-sapinière confère à l'horizon Ah de cet écosystème une stabilité structurale très supérieure à celle des horizons Ah des clairières de pinède à crochets. Cette différence indique une fragilité particulière des sols des clairières de pinède à crochets par rapport au phénomène d'érosion, qui peut être améliorée par une très légère augmentation de température annuelle du sol (0.7°C), dans le même type de sol (Cryosol Eutric ; cf. chapitre V de la thèse ; résultats obtenus pour la zone écotone du gradient).

« Les modifications de qualité du sol comportent une part biologique forte »

Pour chacune des deux situations étudiées dans cette thèse, les modifications de qualité du sol que nous avons identifiées incorporent une part importante liée à la composante vivante des sols, confirmant notre deuxième hypothèse de travail. Dans les deux dispositifs, les modifications des contraintes environnementales affectent la drilosphère et la qualité fonctionnelle des macroagrégats.

La perturbation feu, étudiée dans le massif des Maures, induit son effet le plus néfaste parmi les trois indices spécifiques de qualité testés sur celui représentant l'activité biologique des sols (cf. chapitre III de la thèse). Cet indicateur, composé de cinq variables microbiologiques (deux enzymes du sol, le carbone microbien, le ratio carbone microbien / carbone organique, et le potentiel de dénitrification) montre un effet négatif du feu sur l'activité biologique du sol pendant une période supérieure à 16 ans après un incendie. La perturbation feu affecte donc durablement les processus microbiologiques du sol dans les

écosystèmes forestiers méditerranéens du massif des Maures. Toutefois, d'autres travaux de notre équipe sur le dispositif IRISE montrent que l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol (lombricidés) sont assez peu affectées par les incendies. Par ailleurs, une forte activité de bioturbation réalisée par l'espèce *Nicodrilus nocturnus* est visible à la surface du sol des placettes témoins comme des placettes incendiées récemment. La microflore du sol semble donc plus affectée que la macrofaune qui a la possibilité de migrer en profondeur à l'occasion des périodes de sécheresse ou d'incendie.

Les modifications de microclimat du sol étudiées sur le site de Pellafol (massif du Dévoluy) ont engendré d'importantes modifications de la composante biologique du sol. Tout d'abord au niveau de l'abondance des communautés d'organismes du sol : les nématodes sont en moindre abondance dans le Cryosol Eutric des clairières de pinède à crochets par rapport au Leptosol Eutric de la hêtraie-sapinière (cf. chapitre IV) ; il en est de même pour les lombricidés qui sont absents sous le microclimat froid des clairières de pinède à crochets et très actifs dans la hêtraie-sapinière (cf. chapitre V). D'autre part, des changements importants dans la structure des communautés de nématodes ont été observés le long du gradient de microclimat du sol. Ces modifications de la structure des communautés indiquent une utilisation différente des ressources énergétiques par le réseau trophique du sol avec une voie principale de décomposition fongique dans la pinède à crochets (indice CI élevé ; utilisation assez lente de ressources récalcitrantes), et une voie principale de décomposition bactérienne dans la hêtraie-sapinière (indice CI faible ; minéralisation rapide de litière plus labile). Toutefois, l'indice de maturité calculé à partir des communautés de nématodes pour les deux écosystèmes est constant (et assez élevé), démontrant que ces deux écosystèmes sont très peu dégradés et ont été peu affectés par l'homme. L'abondance de macrofaune extrêmement déséquilibrée entre les deux écosystèmes additionnée à la différence des deux régimes pédoclimatiques sont à l'origine d'une modification importante du processus d'agrégation du sol le long du gradient microclimatique. Ainsi, une forte macroagrégation biologique très stable est observée dans l'horizon Ah de la hêtraie-sapinière. Cette

biomacrostructuration (Brêthes et al., 2005) contraste avec la forte susceptibilité à l'érosion des horizons Ah des clairières de pinède à crochets (cf. chapitre V). Les modifications microclimatiques, en affectant l'abondance et la structure des communautés d'organismes du sol ont donc modifié les processus de décomposition et d'agrégation du sol, induisant une érodibilité des sols accrue pour des températures trop contraignantes avec des alternances gel-dégel.

« La réflectance des sols indicatrice des modifications environnementales »

La technique de spectroscopie proche infrarouge a été mise en œuvre dans les deux situations étudiées. Cet outil s'est avéré pertinent pour rendre compte des modifications de qualité du sol générées par les deux gradients de contraintes, confirmant notre troisième hypothèse de travail.

Dans le gradient d'incendies du massif des Maures, nos résultats démontrent le potentiel de la SPIR pour la prédiction de nombreux paramètres microbiologiques liés à la qualité du sol, très fastidieux à mesurer par des méthodes conventionnelles. Des prédictions de précisions satisfaisantes ont pu être obtenues pour les six paramètres microbiologiques étudiés, grâce au développement d'une technique chimiométrique de sélection de variables dans les spectres PIR implémentée pour la première fois en Science du Sol (cf. chapitre II). De plus, nous avons pu montrer comment le simple scan SPIR d'un jeu d'échantillons pouvait être une solution facilement mobilisable pour la surveillance des modifications de la qualité globale des sols, ne nécessitant aucune mesure analytique supplémentaire (cf. chapitre III). Le spectre SPIR peut donc être utilisé comme une véritable empreinte digitale de la qualité globale des sols. Enfin, nos résultats démontrent pour la première fois la possibilité de prédire par SPIR des indices spécifiques reflétant la fourniture d'un service écosystémique particulier par les sols (cf. chapitre III). Ces indicateurs spécifiques permettent de suivre l'effet négatif de la perturbation feu et les effets bénéfiques des

organismes ingénieurs de l'écosystème comme les lombricidés sur la fourniture de ces services par les sols. Or, nous avons vu dans l'introduction générale que de tels indicateurs suscitent une forte attente de la part des législateurs.

Dans le gradient de microclimat du sol du massif du Dévoluy, l'utilisation de la technique SPIR nous a permis de suivre efficacement la dynamique d'un processus étroitement associé à la qualité des sols : le processus d'agrégation. Nous avons montré pour la première fois qu'il est possible de discriminer des agrégats suivant leur mécanisme de formation (agrégats biologiques ou physiques), provenant de différentes placettes d'un même type d'écosystème, grâce à la mise en œuvre d'une technique de sélection de longueurs d'ondes dans les spectres PIR adaptée à la méthode de classification d'échantillons PCA. Cette stratégie nous a permis de disposer d'une classification fonctionnelle des agrégats qui a fait apparaître des différences avec la méthode classique d'identification visuelle des agrégats. Nous avons finalement pu proposer des trajectoires d'agrégation pour les macroagrégats de chaque placette au sein de PCA de spectres PIR, démontrant la possibilité de suivre de manière opérationnelle l'ontogénie des agrégats, concept proposé par Moore et al. en 2004, améliorant la compréhension de la dynamique des détritiques dans les sols (cf. chapitre V).

Vers une évaluation opérationnelle de la qualité des sols

La finalité de ce travail de thèse était la mise au point d'une méthodologie opérationnelle permettant d'évaluer la qualité des sols de manière fiable, rapide, économique ; et intégrant leur fonctionnement biodynamique dans un contexte de contraintes climatiques et anthropiques.

Dans ce paragraphe, nous examinons les contributions de cette thèse à cet objectif ambitieux et tentons de pointer les besoins de développements spécifiques aux deux indicateurs développés dans cette thèse : la bioindication par l'étude des communautés de nématodes libres du sol et la spectroscopie proche infrarouge. Nous réalisons ensuite un court exercice de prospective sur les probables besoins en matière de diagnostic et de surveillance de la qualité des sols, en évoquant le lien avec les observatoires et réseaux de mesure de la qualité des sols.

« La bioindication par l'étude des communautés de nématodes »

Le bioindicateur nématodes mis en œuvre dans cette thèse permet de rendre compte des effets de modifications environnementales sur la composante vivante des sols (cf. chapitre IV). Le positionnement des nématodes à différents niveaux du réseau trophique du sol (bactérivores, fongivores, phyto-parasites, omnivores et prédateurs) leur confère une meilleure représentativité des organismes du sol que d'autres groupes d'organismes souvent limités à un seul niveau de la chaîne alimentaire basée sur les détritiques. Par ailleurs, le calcul d'indices reflétant la structure des communautés de nématodes apporte des informations supplémentaires liées à la qualité globale des sols et des écosystèmes, et aussi liées à des processus spécifiques des sols. L'indice MI de Bongers (1990) fournit une information sur le degré de dégradation ou de perturbation de l'écosystème. L'indice CI de Ferris et al. (2001) permet de rendre compte des voies principales de décomposition, indiquant la ressource basale préférentielle pour un écosystème donné. Cette indication sur le mode d'utilisation des ressources énergétiques par le réseau trophique du sol constitue une information originale liée à un processus et une fonction clé des sols attendue par les sociétés humaines : la décomposition de la matière organique.

Toutefois, même si la mise en œuvre du bioindicateur nématodes est peu coûteuse en matériel et autres produits chimiques, une des limites évidentes à son application en routine est le temps d'analyse nécessaire par échantillon. Ce temps d'analyse est toutefois assez réduit pour le calcul de l'indice MI de Bongers (une identification des nématodes à la famille suffit). Malheureusement, ce temps d'analyse est beaucoup plus long pour le calcul des indices EI, BI, SI, CI de Ferris et al., 2001 (une détermination des nématodes au genre est nécessaire afin de déduire précisément le régime alimentaire des individus selon la synthèse publiée par Yeates et al. en 1993). De plus, certaines études récentes tendent à démontrer que le régime alimentaire de certains genres de nématodes est plus varié que celui décrit par l'article de Yeates et al. (1993), générant des difficultés pour affecter les nématodes à un groupe fonctionnel particulier (Okada et al., 2005).

« La réflectance du sol dans le proche infrarouge indicatrice de sa qualité »

La technique SPIR mise en œuvre dans cette thèse pour l'évaluation de la qualité fonctionnelle des sols s'est avérée très prometteuse, bien que d'importants progrès restent à faire, notamment dans le domaine de la standardisation des méthodes de mesure et de la validation des modèles statistiques multivariés. Cette thèse a permis des avancées significatives, confirmant que la SPIR fournit une empreinte fiable de la qualité globale des sols et montrant pour la première fois que cette empreinte SPIR permet de suivre les modifications de la qualité du sol sous l'effet d'une contrainte intense comme le facteur écologique feux de forêts (cf. chapitre III). Les travaux de cette thèse ont également démontré pour la première fois qu'il est possible de prédire directement à partir du spectre SPIR d'un échantillon de sol des indicateurs spécifiques de qualité représentant la fourniture de services écosystémiques particuliers rendus par les sols aux sociétés humaines (cf. chapitre III). Enfin, nos travaux ont montré que la SPIR peut être utilisée avec succès pour l'étude de la dynamique d'un processus lié à la qualité des sols : le processus d'agrégation (cf. chapitre V).

Au delà de tous ces succès réels et encourageants, la SPIR nécessite un approfondissement et une standardisation méthodologique pour l'ensemble des laboratoires (en augmentation rapide) utilisant cette technique. En effet, une des remarques tout à fait justifiée et récurrente dans la plupart des conférences auxquelles j'ai pu participer, porte sur la méthode de mesure utilisée et les traitements appliqués aux spectres lors de la réalisation des modèles statistiques multivariés permettant la prédiction des paramètres du sol. Aujourd'hui, chaque laboratoire développe ses propres méthodes de traitement de données, sur un appareil de marque différente ; ce qui a pour résultat qu'un modèle développé dans un laboratoire a peu de chances de fonctionner avec des spectres mesurés dans un autre laboratoire, même pour des échantillons provenant du même site. La communauté des utilisateurs de la technique SPIR appliquée aux sols est bien consciente de ce problème qui

bloque l'application en routine de la SPIR. En Belgique, des efforts d'harmonisation des mesures et des traitements des spectres, additionnés à la réalisation d'une base de données spectrale régionale (Wallonie) permettent aujourd'hui la mesure en routine de paramètres du sol liés à sa qualité comme le C, N, CEC et la teneur en argile (Genot et al., pers. com. ; cf. Synthèse finale). Un tel effort de standardisation est indispensable ; une norme internationale ISO pouvant être une solution intéressante. Un groupe international de chercheurs utilisant la SPIR appliquée aux sols mené par Viscarra Rossel auquel le Cemagref Grenoble participe tente actuellement de réaliser une base spectrale universelle représentative de tous les types de sol et d'utilisation des terres permettant la prédiction de la teneur en carbone organique et en argile des sols. Le partage des méthodes et des bases de données est primordial. C'est pourquoi la dernière partie de la thèse fournit une synthèse des applications SPIR pour l'étude de la qualité des sols, incluant les approches prometteuses d'imagerie hyperspectrale développées notamment par deux laboratoires partenaires permettant de réaliser le diagnostic et la surveillance de la qualité des sol à l'échelle des territoires.

« Éléments de réflexion pour la surveillance de la qualité du sol »

Un des défis pour la surveillance de la qualité des sols pointé dans l'introduction générale est la nécessité de disposer d'indicateurs simples et rapides (exigences des opérateurs de terrain) mais rendant compte des différentes composantes du sol (inertes, vivantes, organiques, minérales) et de ses capacités de résilience et de résistance aux contraintes. C'est pourquoi nous avons choisi dans ce travail de thèse de développer conjointement un indicateur physico-chimique (la SPIR) et un bioindicateur (les nématodes).

Les travaux de cette thèse ont montré que la SPIR est aujourd'hui plus opérationnelle que l'indicateur nématodes pour le diagnostic et la surveillance de la qualité des sols. En effet, la SPIR, en plus de fournir une empreinte globale de la qualité des sols, permet de

prédire nombre de variables physiques et chimiques liées à sa qualité (cf. Synthèse finale). Nos travaux ont également démontré que la SPIR pouvait rendre compte de la composante vivante des sols (prédiction de paramètres microbiologiques des sols, cf. chapitre II ; prédiction d'un indice spécifique de l'activité biologique des sols, cf. chapitre III).

Néanmoins, la SPIR ne permet pas de rendre compte de la diversité des organismes du sol, et les modèles développés pour la prédiction de paramètres microbiologiques comme les enzymes extracellulaires nécessitent d'être validés sur des échantillons indépendants. L'utilisation de bioindicateurs en plus d'indicateurs physico-chimiques comme la SPIR semble donc indispensable pour rendre compte de l'état réel de la composante vivante des sols et de leur capacité de résistance et de résilience aux contraintes. Si aujourd'hui, l'utilisation des bioindicateurs n'est pas encore opérationnelle, le développement rapide d'outils moléculaires comme la technique de barcoding ADN pourrait rapidement mettre les bioindicateurs en avant, en les rendant opérationnels dans les prochaines années.

Aujourd'hui, la surveillance de la qualité des sols est essentiellement limitée aux sites fortement pollués (pollutions locales) et aux sites des réseaux nationaux de mesure de la qualité des sols (exemple du RMQS en France). Les réseaux nationaux ont démontré leur utilité en pointant la dégradation des sols sous l'effet de contraintes diffuses, climatiques (perte de matière organique, Bellamy et al., 2005), ou anthropiques (exemple des sols contaminés au plomb dans la région parisienne révélé par le RMQS).

Toutefois, l'hétérogénéité spatiale des sols et des perturbations anthropiques locales qu'ils subissent additionnée à la propriété privée de surfaces conséquentes de sol rendront sans doute l'évaluation de la qualité des sols à l'échelle de la parcelle indispensable pour l'ensemble du continent dans les prochaines décennies. Face à la quantité immense de données à collecter, les approches SPIR en laboratoire, in situ et surtout par imagerie hyperspectrale embarquée constitueront des outils de choix qui pourraient permettre de relever ce challenge. Dans cette optique, les réseaux de mesure de la qualité des sols auront un rôle crucial à jouer. Nous suggérons que des mesures intenses et régulières sur

ces sites, de multiples variables physiques, chimiques et biologiques soient réalisées, pour pouvoir mieux calibrer des modèles de prédiction SPIR qui pourraient ensuite être spatialisés à l'échelle des territoires et des enjeux locaux.

Références (Conclusion générale)

- Amundson R, Jenny H (1997)** On a state factor model of ecosystems. *BioScience* 47:536–543
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A. (2004)** The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal* 68: 1945-1962.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. & Kirk, G.J.D. (2005)** Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437: 245-248.
- Bongers, T. (1990)** The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Brêthes A, Brun JJ, Jabiol B et al (1995)** Classification of forest humus forms: a French proposal. *Ann. Sci. For.* 52:535–546
- Cassagne, N., Cécillon, L., Juvy, B., Brun, J.J. (2008)** Impact de la répétition des feux sur les communautés lombriciennes et leurs structures biogéniques (Massif des Maures, Var). Rapport Projet IRISE, Programme Forest Focus.
- Ferris, H., Bongers, T. & de Goede, R. G. M. (2001)** A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* 18, 13-29.
- Okada, H., Harada, H., Kadota, I. (2005)** Fungal-feeding habits of six nematode isolates in the genus *Filenchus*. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1113-1120.
- IUSS Working Group WRB (2006)** World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103, FAO, Rome
- Jandl, R., Olsson, M., (eds), 2007.** COST Action 639: Greenhouse-Gas Budget of Soils under Changing Climate and Land Use (BurnOut). Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna.
- Lal R (2005)** Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.* 220:242–258.
- Legros JP (2007)** Les grands sols du monde. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.
- Moore JC, Berlow EL, Coleman DC et al (2004)** Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol. Let.* 7:584–600
- Yeates, G. W., Bongers, T., de Goede, R. G. M., Freckman, D. W. & Georgieva, S. S. (1993)** Feeding-Habits in Soil Nematode Families and Genera – an Outline for Soil Ecologists. *Journal of Nematology* 25, 315-331.

Synthèse relative à l'indicateur SPIR :

La spectroscopie proche infrarouge pour évaluer la qualité des sols

Cette thèse a montré le fort potentiel du bioindicateur nématodes pour l'évaluation de la qualité fonctionnelle des sols forestiers ainsi que l'importance de la prise en compte directe de cette composante vivante des sols. Un des intérêts majeur des nématodes est leur présence en toute saison dans une large gamme d'écosystèmes et de contraintes, par rapport à d'autres organismes comme les lombricidés plus difficiles à échantillonner dans des milieux fortement contraints. Toutefois, nos travaux ont aussi pointé des limites pour l'application standardisée de cet indicateur. La bioindication de la qualité du sol devra trouver des outils réellement opérationnels et mieux calibrés avant leur utilisation en routine dans les procédures de surveillance.

En revanche, les récents développements des applications de la SPIR en Science du Sol, auxquels la présente thèse apporte sa part de contribution, ont permis de franchir une étape décisive avec des perspectives intéressantes à court terme pour une surveillance opérationnelle de la qualité des sols à l'échelle des territoires.

Nous assistons actuellement à des développements très rapides et encore trop méconnus de cette technologie. Il nous apparaît donc important de dresser un état de l'art des différentes facilités que la SPIR peut apporter aux opérateurs de terrain pour diagnostiquer et surveiller la qualité globale et les qualités spécifiques du sol, dans une vision anthropocentrée de cette ressource.

Ainsi, la partie finale de la thèse est consacrée à un état de l'art collectif initié à la suite du colloque « SPIR en Science du Sol » que nous avons organisé en collaboration avec l'association HélioSPIR présidée par V. Bellon-Maurel au Cemagref Grenoble en Octobre 2007 (<http://spirsolgrenoble2007.free.fr>). Cette synthèse résume également les développements nécessaires et quelques perspectives d'applications de la SPIR pour l'évaluation de la qualité des sols en routine.

Cette partie a fait l'objet d'un article soumis le 31 Juillet 2008 à un numéro spécial de la revue European Journal of Soil Science sur le thème « Soil Inventory and Monitoring » :

L. Cécillon, B.G. Barthès, C. Gomez, D. Ertlen, V. Genot, M. Hedde, A. Stevens & J.J. Brun. Assessment and monitoring of soil quality using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). Soumis à European Journal of Soil Science (Référence EJSS-193-08)

Assessment and monitoring of soil quality using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS)

L. Cécillon^a, B.G. Barthès^b, C. Gomez^c, D. Ertlen^d, V. Genot^e, M. Hedde^f, A. Stevens^g
& J.J. Brun^a

^a Cemagref Grenoble, Mountain Ecosystems Research Unit, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères, France

^b IRD-SeqBio, Montpellier SupAgro, bât. 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 1, France

^c IRD, UMR-LISAH, Montpellier SupAgro, bât. 24, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 1, France

^d CNRS / Université Louis Pasteur, Laboratoire Image et Ville, 3 rue de l'Argonne, 67000 Strasbourg, France

^e Gembloux Agricultural University (FUSAGx) – Soil-Ecology-Land Development Department – Laboratory of Soil science, Belgium

^f INRA, UR 251 PESSAC, RD 10, 78026 Versailles, France

^g Département de Géographie, Université catholique de Louvain, 3 place Pasteur, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique

Summary

Soil degradation processes have dramatically increased over the last decades. Progressively, actions are taken in order to evaluate and reduce the major threats that have already wreaked havoc on soil conditions. Efficient and standardized monitoring of soil conditions is thus required but soil quality research is facing an important technological challenge because of the plethora of properties involved in soil quality. The objective of the present review was to critically examine the suitability of near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) as an expeditious tool for soil quality assessment. We first inventory soil quality-related parameters (chemical, physical and biological) that can be predicted with point NIRS through laboratory measurements. The ability of imaging NIRS (airborne or satellite) for mapping a minimum data set of soil quality is also discussed. Then we review most recent research works using soil reflectance spectra as an integrated measure of soil quality, from global site classification to the prediction of specific soil quality indices. We conclude that imaging NIRS enables the direct mapping of some soil properties and soil threats, but that further developments are needed before its use for soil quality assessment, so as to solve several technological limitations identified. The robustness of point NIRS for soil quality assessment allows its implementation in soil monitoring networks. However, its routine use requires the development of international soil spectral libraries that should become a priority for soil quality research.

Résumé

Les processus de dégradation des sols ont fortement augmenté au cours des dernières décennies. Des mesures sont progressivement mises en place afin d'évaluer et de limiter l'impact des principales menaces qui ont déjà provoqué une diminution préoccupante de la qualité des sols. Des méthodes efficaces et standardisées de suivi de la qualité des sols sont donc indispensables, mais les nombreuses propriétés impliquées dans la qualité des sols compliquent son évaluation rigoureuse. L'objectif de cette revue est d'examiner le potentiel de la spectroscopie proche infrarouge (SPIR) comme outil rapide de caractérisation de la qualité des sols. Nous dressons d'abord l'inventaire des propriétés du sol liées à sa qualité qui sont prédictibles par des mesures SPIR ponctuelles. Le potentiel de l'imagerie embarquée SPIR (satellite, avion) est également abordé. Nous réalisons ensuite une synthèse des applications utilisant la réflectance spectrale des sols comme mesure intégrée de leur qualité, depuis la classification de sites selon leur état de dégradation jusqu'à la prédiction d'indices spécifiques de qualité du sol. Nous concluons que l'imagerie SPIR permet de cartographier quelques propriétés et menaces pesant sur les sols, mais les limites technologiques relevées exigent d'importants développements pour en faire un outil robuste d'évaluation de la qualité des sols. La fiabilité de la technique SPIR par mesures ponctuelles permet sa mise en œuvre rapide dans les réseaux de mesures de la qualité des sols. Toutefois, son utilisation en routine nécessitera le développement de bibliothèques spectrales internationales, qui devrait constituer une des priorités de recherche sur la qualité des sols.

Introduction

In a technology-governed and energy-intensive world, degradation of soil conditions has become a widespread problem having negative consequences on both agricultural, natural ecosystems and urban areas (Wander & Drinkwater, 2000; Biasioli et al., 2005). Soil is a vital slowly-renewable resource and the solid basis of world and society. Scientific and political awareness of vital soil has emerged progressively during the second part of the 20th century (Breure, 2004), mainly regarding the sustainability of agriculture and the increasing number of contamination incidents (Eijsackers, 2004). Soil scientists started working out the still debated concept of soil quality (Larson & Pierce, 1991; Sojka & Upchurch, 1999) and the first soil protection policy appeared in the 1970s (Eijsackers, 2004). Nowadays, quality or vitality of soils is considered as their long-term ability to maintain a proper functioning, which can be summarized by a combination of different elements: Robustness, Resilience, Recovery, structural and functional Richness (Eijsackers, 2004). Another important feature in the definition of soil quality is its positive interaction with the external environment (Larson & Pierce, 1991), which is often described as the many ecosystem services provided by soils to human life (Lavelle et al., 2006).

Practical assessment of soil quality remains a challenging task since it requires the integrated consideration of key soil properties involved in soil functioning and their variation in space and time (Doran & Parkin, 1994; Doelman & Eijsackers, 2004). Soil monitoring is thus essential for the early detection of changes in soil quality (Morvan et al., 2008). However, selecting monitoring variables remains difficult (Zornoza et al., 2007) as the establishment of any a priori criterion and threshold for soil quality can be considered subjective since it relies on expert opinions (Sojka & Upchurch, 1999; Andrews et al., 2004; Velasquez et al., 2007).

Recent studies have proposed several conceptual frameworks for monitoring soil quality (Andrews et al., 2004; Velasquez et al., 2007). They usually share a common first step with the choice of a minimum data set (MDS, Table 11) made of chemical, physical, and biological properties essential in terms of soil functioning (Doran & Safley, 1997). Then soil attributes are selected from the MDS for their suitability to assess a particular soil function (Andrews et al., 2004), a specific soil ecosystem service (Velasquez et al., 2007), or a key threat on soils (Morvan et al., 2008). Each indicator measure is further normalized to unitless score, and finally integrated into a global soil quality index value (Andrews et al., 2004; Velasquez et al., 2007), fulfilling the wish of Haberern (1992). However, since many soil analyses are involved, monitoring such soil quality indices at the regional or global scale remains too expensive and time consuming when using standard procedures for the measurement of soil properties. This statement is particularly true when considering the five- to ten-year sampling period required by soil monitoring networks (SMN; Jolivet et al., 2006) for an early detection of changes in soil quality, in order to implement policy measures to protect soils and maintain their sustainable use (Morvan et al., 2008).

By contrast, near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is a rapid, non-destructive, reproducible and cost-effective analytical method involving diffuse reflectance measurement in the near infrared region (NIR; 800-2500 nm). Reflectance signals result from vibrations in bonds between C, N, H, O, P, and S atoms, and provide information about the proportion of each element in the analysed sample (Brunet et al., 2007). Absorptions in the NIR are weak since they concern overtones or combinations of fundamentals (Figure 26; Wetzel, 1983). Direct interpretation of NIR spectra is almost impossible and a statistical treatment is always required. The quantitative analysis of NIRS data can be run in two main ways, both requiring the implementation of multivariate statistics (Cécillon & Brun, 2007). On the one hand, various clustering techniques can be used to discriminate samples or to detect changes in sample properties (Albrecht et al., 2008). On the other hand, a set of regression methods allows the prediction of many properties of unknown samples using calibration equations that

relate spectral information to sample properties measured by conventional methods, within a calibration subset (Brunet et al., 2007).

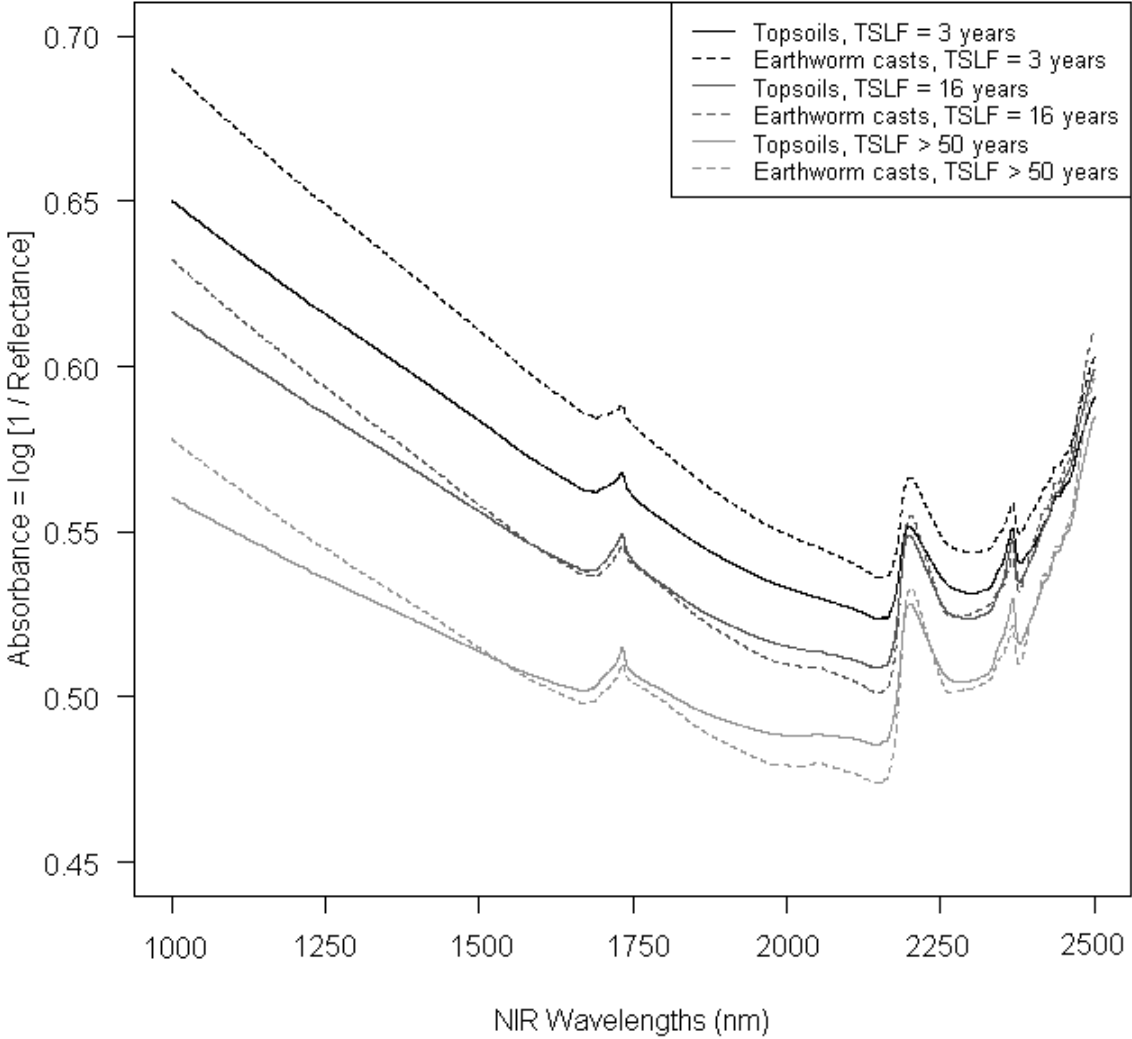


Figure 26 Weak absorption peaks in NIR spectra of topsoils (0-5 cm) and earthworm casts collected in French Mediterranean areas affected by wildfire (Cécillon et al., in press). Each spectrum is an average over samples originating from five to ten plots.

Abbreviation: TSLF = time since last fire

NIRS is a well-known tool that has been utilized in many disciplines such as food science and pharmacology. Although its potential has been recognized by soil scientists since a few decades, the use of NIRS for soil applications remains poorly developed (Ben-Dor et al., 2008a). Nevertheless, the appearance of portable and flexible NIR devices could provide the large amount of spatial data required for monitoring soil conditions or modelling soil processes. Spectra can now be recorded either in the laboratory or in the field (Stevens et al., 2008). They can be collected one point at a time (point spectrometry; i.e. laboratory or field spectroscopy using ground-based sensors), as an array of measurements (on-line spectrometry; e.g. the sensor is mounted on a tractor and its position is recorded by a GPS receiver) or as a two-dimensional array of measurements (imaging spectrometry; e.g. the sensor records the surface aboard a plane or satellite). Furthermore, Ben-Dor et al. (2008b) presented recently a NIR sensing device able to collect 3D spectral data through an entire soil profile, allowing a rapid and objective soil classification.

The aim of this paper was to review the most recent applications of NIRS for soil quality assessment in order to critically examine the suitability of its implementation as a valuable and expeditious tool in soil monitoring plans and networks. We first present point and imaging NIR spectrometry as worthwhile tools for the rapid and cost-effective quantification and mapping of many MDS variables of soil quality. Then we give a brief review of studies using NIRS as an integrated measure of soil quality. These works range from global site classification to the prediction of specific soil quality indices designed to assess particular soil ecosystem services or functions. Finally we point out the main research needs that could allow the implementation of point NIRS for the routine assessment of soil conditions in SMN, and develop the use of imaging NIRS for the regional monitoring of soil quality.

Monitoring MDS of soil quality with NIRS

MDS information within NIR spectra of soils: insights from point spectrometry

An increasing number of studies emphasizes the ability of NIR analysis for the prediction of many soil attributes, including chemical, physical, and biological properties (Reeves et al., 2000; Malley et al., 2004; Viscarra-Rossel et al., 2006). Some of these variables are key properties involved in maintaining vital soils, which were included in the first MDS for soil quality assessment published at the beginning of the 1990s (Larson & Pierce, 1991; Doran & Parkin, 1994). Since a consensus is still to be found on a MDS of soil quality, we give a list of soil chemical (Table 11a), physical (Table 11b), and biological (Table 11c) properties included in published MDS along with the predictive efficiency of NIR analysis for these properties. Most NIR regression models presented in Table 11 are based on laboratory measurements under controlled conditions, which avoid disturbing factors characterizing field measurements like soil moisture content, soil roughness and vegetation cover (Stevens et al., 2008). When available, we also provide the NIR wavelengths or spectral intervals closely associated to these MDS variables of soil quality.

Regarding soil chemical properties (Table 11a), numerous authors have reported accurate NIRS predictions of soil total C and N (Al-Abbas et al., 1972; Chang et al., 2001; Brunet et al., 2007) and pH (Chang et al., 2001; Reeves & McCarty, 2001; Shepherd & Walsh, 2002). Good predictions for K have also been achieved using NIRS (Chang et al., 2001; Confalonieri et al., 2001; Shepherd & Walsh, 2002) though Malley et al. (2004) considered it was generally not amenable to NIRS analysis. Good NIRS predictions are less frequent for soil P and mineral N as underlined by Malley et al. (2004): calibrations for P and mineral N rarely perform well in soil ($R^2 = 0.4-0.5$ in general; Malley et al., 2002, for P and mineral N; Chang et al., 2001, and Shepherd & Walsh, 2002, for P), though good results have sometimes been obtained (Confalonieri et al., 2001, and Bogrekci & Lee, 2005, for P; Cho et

al., 1998, for mineral N). Contradictory NIRS predictions have been reported for salt content in soil ($R^2 = 0.1-0.6$ for Chang et al., 2001, and Malley et al., 2002; $R^2 = 0.1-0.8$ for Farifteh et al., 2008; but $R^2 = 0.7-0.8$ for Dunn et al., 2002) and for electrical conductivity ($R^2 = 0.4-0.6$ for Dunn et al., 2002; but $R^2 = 0.7$ for Malley et al., 2004). Very contradictory results have been reported regarding NIRS prediction of soil content in heavy metals depending on the element, and apparently, on the site and on the reference method too. For instance, some authors reported good predictions of Cd, Co and Zn (Kooistra et al., 2001, Wu et al., 2007, and Kooistra et al., 2001, respectively) while others reported poor predictions (Wu et al., 2007, Malley et al., 2004, and Chang et al., 2001, respectively). Contradictory results have also been achieved for Cr, Cu, Ni and Pb (Malley et al., 2004; Wu et al., 2007). Similarly, the fate of organic pollutants in soil is an important and widespread concern, although they are not currently included in MDS of soil quality. Bengtsson et al. (2007) reported promising results regarding NIRS prediction of pesticide sorption to soils.

There have also been attempts to predict soil physical properties using NIRS (Table 11b), which yielded good results for soil particle size distribution (especially for clay content; Al-Abbas et al., 1972; Ben-Dor & Banin, 1995; Chang et al., 2001), soil moisture (Bowers & Hanks, 1965; Dalal & Henry, 1986; Ben-Dor & Banin, 1995; Chang et al., 2001), water holding capacity (Sudduth & Hummel, 1993; Zornoza et al., 2008), infiltration of crusted soils (Goldshleger et al., 2002), and maximum temperatures reached by burned soils (Guerrero et al., 2007), but not for the size distribution of water-stable aggregates (Chang et al., 2001).

Moreover, NIRS prediction of soil biological properties often yields good results (Table 11c), as reported for microbial biomass (Reeves et al., 1999; Chang et al., 2001; Ludwig et al., 2002), soil respiration (Palmborg & Nordgren, 1993; Chang et al., 2001; Ludwig et al., 2002), potentially mineralizable N (Chang et al., 2001; Fystro, 2002; Ludwig et al., 2002; Shepherd & Walsh, 2002), and even for the ratio of microbial to total organic C (Ludwig et al., 2002, Cécillon et al., 2008) or for the density of soil microorganisms (Zornoza et al., 2008).

Table 11a Predictive efficiency of NIRS for MDS regarding soil chemical variables and associated soil functions, ecosystem services or threats.

MDS variable ¹	Soil functions ²	Soil ecosystem services ³	Soil threats studied in SMN ⁴	NIRS predictive efficiency ⁵	Associated NIR wavelengths and references
Organic C	Nutr. Cycling ⁶ ; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷	Nutr. Cycling ⁶ ; climate regul ⁸ ; detox ⁹	SOM ¹⁰ decline	Good	1744, 1870, 2052 nm (Dalal & Henry, 1986); 1955-1965, 2215, 2265, 2285-2295, 2315-2495 nm (Henderson <i>et al.</i> , 1992); 2218, 2350 nm (Salgó <i>et al.</i> , 1998); 2200 nm (Confalonieri <i>et al.</i> , 2001); 1109, 1232, 1414, 1522 nm (Mouazen <i>et al.</i> , 2007); 1420, 1900-1950, 2040-2260, 2440-2460 nm (Rinnan & Rinnan, 2007); 1130, 2410 nm (Terhoeven-Urselmans <i>et al.</i> , 2008)
Total and organic N	Nutr. Cycling ⁶ ; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷	Nutr. Cycling ⁶ ; climate regul ⁸ ; detox ⁹	SOM ¹⁰ decline	Good	For total N: 1702, 1870, 2052 nm (Dalal & Henry, 1986); 1726, 1826, 2038 nm (Morra <i>et al.</i> , 1991)
pH	Nutr. Cycling ⁶ ; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷	Nutr. Cycling ⁶	Contamination	Mid	
Electrical conductivity	Nutr. Cycling ⁶	Nutr. Cycling ⁶	Desertification; salinisation	Mid	
Mineral N, P, K	Nutr. Cycling ⁶	Nutr. Cycling ⁶	Contamination	Mid	For NH ₄ : 1510-1650 nm (Murray & Williams, 1990); for total P: 2021-2025, 2081-2084 nm (Bogrekci & Lee, 2005); 2240-2400 nm (Velasquez <i>et al.</i> , 2005)
Heavy metal content	Nutr. Cycling ⁶ ; resilience; filter-buffer	Nutr. Cycling ⁶ ; detox ⁹	Contamination	Mid	For Cu: ca. 900, 1300, 1500 nm (Gaffey & Reed, 1987); for Cd and Zn: 1050, 1400, 1850, 2150, 2280, 2400, 2470 nm (Kooistra <i>et al.</i> , 2001)
Salt content	Nutr. Cycling ⁶		Desertification; salinisation	Mid	For NaCl: 1930 nm; for KCl: 1430 nm; for MgSO ₄ : 1480 nm; for Na ₂ SO ₄ : 1825 nm; for MgCl ₂ : 1925 nm (Farifteh <i>et al.</i> , 2008)

¹ modified from Doran & Parkin, 1994; ² after Andrews *et al.*, 2004; ³ after Lavelle *et al.*, 2006; ⁴ after Morvan *et al.*, 2008; ⁵ based on validation statistics (R², standard error of prediction); ⁶ nutrient cycling; ⁷ biodiversity and habitat; ⁸ climate regulation; ⁹ detoxification; ¹⁰ soil organic matter.

Table 11b Predictive efficiency of NIRS for MDS regarding soil physical properties and associated soil functions, ecosystem services or threats

MDS variable ¹	Soil functions ²	Soil ecosystem services ³	Soil threats studied in SMN ⁴	NIRS predictive efficiency ⁵	Associated NIR wavelengths and references
Soil loss	Physical support; water relations	Erosion control	Soil erosion	Poor	For infiltration of crusted soils: ca. 1400, 1450, 1900, 2200 nm (Goldshleger <i>et al.</i> , 2001, 2002)
WSA ⁶	Physical support; water relations	Erosion control; climate regul ⁷	Soil erosion; SOM ⁸ decline	Mid	
Soil texture	Physical support; biodiv-habitat ⁹ ; filter-buffer	Erosion control; detox ¹⁰	Compaction; soil formation	Mid	For clay: 2200 nm (Ben-Dor & Banin, 1995); 1700 nm (Viscarra Rossel & McBratney, 1998); 1901, 1912 nm (Islam <i>et al.</i> , 2003); 2206 nm (Lagacherie <i>et al.</i> , 2008); for particle size: 1323, 2021, 2081 nm (Bogrekci & Lee, 2005)
Soil structure	Physical support; biodiv-habitat ⁹ ; filter-buffer	Erosion control; climate regul ⁷ ; water supply; detox ¹⁰	Compaction; soil formation	Poor	For aggregate fractions: 1940, 2250 nm (Mutuo <i>et al.</i> , 2006)
Depth of soil and rooting	Physical support; water relations; biodiv-habitat ⁹	Erosion control; soil formation; detox ¹⁰	Soil formation	Poor	
Bulk density	Physical support; water relations	Water supply; soil formation	Compaction; SOM ⁸ decline; soil formation	Poor	
WHC ¹¹	Physical support; water relations	Water supply		Mid	
Water content	Physical support; water relations	Water supply		Good	1400, 1900, 2200 nm (Bowers & Hanks, 1965; Ben-Dor & Banin, 1995; Demattê <i>et al.</i> , 2002); 1926, 1954, 2150 nm (Dalal & Henry, 1986); 1450, 1920 nm (Salgó <i>et al.</i> , 1998); 1450, 1950, 2500 nm (Viscarra Rossel & McBratney, 1998); 1420, 1920 nm (Confalonieri <i>et al.</i> , 2001)
Soil temperature	Water relations; nutr. Cycling ¹² ; biodiv-habitat ⁹	Nutr. Cycling ¹² ; climate regul ⁷ ; soil formation		Poor	

¹ modified from Doran & Parkin, 1994; ² after Andrews *et al.*, 2004; ³ after Lavelle *et al.*, 2006; ⁴ after Morvan *et al.*, 2008; ⁵ based on validation statistics (R², standard error of prediction); ⁶ water stable aggregates; ⁷ climate regulation; ⁸ soil organic matter; ⁹ biodiversity and habitat; ¹⁰ detoxification; ¹¹ water holding capacity; ¹² nutrient cycling.

Table 11c Predictive efficiency of NIRS for MDS regarding soil biological properties and associated soil functions, ecosystem services, threats

MDS variable ¹	Soil functions ²	Soil ecosystem services ³	Soil threats studied in SMN ⁴	NIRS predictive efficiency ⁵	Associated NIR wavelengths and references
Microbial biomass	Nutr. Cycling ⁶ ; resilience; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷	Nutr. Cycling ⁶ ; climate regul ⁸ ; soil formation; plant production and protection	Biodiversity decline	Good	1408, 1842, 2414 nm (Terhoeven-Urselmans <i>et al.</i> , 2008); wavelength interval 1750-2500 nm (Cécillon <i>et al.</i> , 2008)
Soil respiration	Nutr. Cycling ⁶ ; resilience; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷	Nutr. Cycling ⁶ ; climate regul ⁸	Biodiversity decline	Good	800 (Fe oxide effect), 2030, 2180, 2200 (clay mineralogy effect), 2250, 2440, 2460 nm (Mutuo <i>et al.</i> , 2006); for basal respiration: 1836, 2274 nm (alkyl groups), 1510 nm (amino groups) (Terhoeven-Urselmans <i>et al.</i> , 2008)
Potentially mineralizable N	Nutr. Cycling ⁶ ; resilience; filter-buffer	Climate regul ⁸		Mid	
Cmic / Corg ratio	Nutr. Cycling ⁶ ; resilience; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷			Good	Wavelength interval 1750-2500 nm (Cécillon <i>et al.</i> , 2008)
Respiration/ biomass ratio	Nutr. Cycling ⁶ ; resilience; filter-buffer; biodiv-habitat ⁷			ND	
Biodiversity	Resilience; biodiv-habitat ⁷	Soil formation; plant production and protection	Biodiversity decline	Poor	

¹ modified from Doran & Parkin, 1994; ² after Andrews *et al.*, 2004; ³ after Lavelle *et al.*, 2006; ⁴ after Morvan *et al.*, 2008; ⁵ based on validation statistics (R², standard error of prediction); ⁶ nutrient cycling; ⁷ biodiversity and habitat; ⁸ climate regulation; ND: not determined.

Upscaling NIR assessment of soil quality: imaging spectrometry

Imaging spectrometry might yield a new dimension to the field of NIRS for the prediction of soil properties by enlarging the envelope of point spectrometry into a spatial domain (Ben-Dor et al., 2008a). This spatial dimension can be obtained in using visible-NIR (Vis-NIR) spectrometers onboard either airborne or satellite. Several Vis-NIR hyperspectral sensors are available onboard airborne (HyMap, AVIRIS, DAIS-7915, etc.) or onboard satellites (e.g. Hyperion). Because of perturbing factors (radiometric and atmospheric effects, spectral and spatial resolutions), which induce changes in soil reflectance during the NIR data acquisition by remote sensing sensor (Lagacherie et al., 2008), imaging spectrometry is still considered as a novel technique for soil study and has not yet been fully exploited. Remotely-sensed hyperspectral satellite data offer a synoptic view and a repetitive coverage which are two important advantages compared to ground observations and hyperspectral airborne data. Nevertheless, the use of hyperspectral satellite data for soil property prediction is still poorly studied. New research opportunities will emerge with the launch of the German satellite EnMAP in 2012, which will have onboard a NIR hyperspectral spectrometer (Stuffer et al., 2007).

Using airborne hyperspectral sensors, fairly good to good NIRS predictions have been achieved for soil organic C (Figure 27, Stevens et al., unpublished data; Ben-Dor et al., 2002; Selige et al., 2006; Stevens et al., 2006), total N (Selige et al., 2006), clay content (Selige et al., 2006; Lagacherie et al., 2008), soil moisture and electrical conductivity (Ben-Dor et al., 2002), but not for soil content in calcium carbonate (CaCO_3 ; Lagacherie et al., 2008). Poor CaCO_3 prediction might be due to uncertainties in atmospheric correction, as water vapour has significant absorption features in the spectral domains used for the estimation of CaCO_3 content (2275–2375 nm; Lagacherie et al., 2008). By contrast, relatively low prediction accuracy has been reported for soil organic C from the Hyperion satellite hyperspectral

sensor (Gomez et al., in press). This drop in accuracy is supposed to result from two factors: the noise present in Hyperion spectra and the 30-m Hyperion spatial resolution.

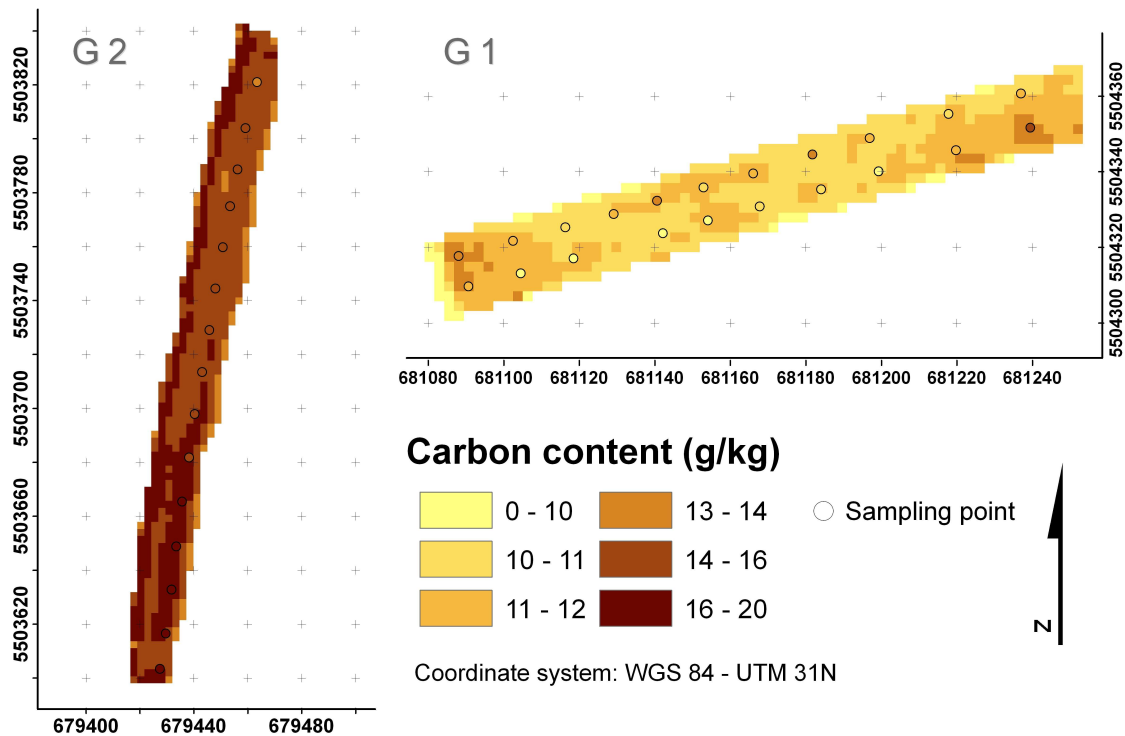


Figure 27 Surface organic C content of two bare fields in Belgium as predicted from AHS hyperspectral data, with ground-truth sampling points. Some differences between observed and predicted values can be distinguished but the overall C distribution is respected (Stevens et al., unpublished data).

Despite the potential of imaging spectrometry for mapping soil properties from the MDS, there are still several limitations, which may preclude the use of such technique to address real problems. First of all, imaging spectrometry lacks in demonstrating robust and replicable results (Stevens et al., 2008). This is due to changes in the measurement environment (light and atmospheric conditions) that induce problems for the spectral calibration (i.e. the rendering of true spectral information) and for the statistical calibration (i.e. changes in spectral predictors between field campaigns). This is also due to variations in soil surface conditions within time and space, which reduce the quality of the predictions since the

methodology relies on calibrations based on samples having specific surface conditions (e.g. surface roughness, residual vegetation cover, moisture content). Secondly, imaging spectroscopy is only able to measure the reflectance of the first few millimetres of the surface and can obviously not predict a given property for the entire soil profile. As a consequence, such method of data acquisition may be of little interest when strong vertical gradients in soil properties occur. Another constraint is the vegetation cover, which may mask the soil signal. Bartholomeus et al. (2007) showed that even a small vegetation cover (5%) leads to large deviations in the estimations of soil parameters. Imaging spectrometry campaign must therefore be organized only in arid/semi-arid regions or during the ploughing season in croplands areas.

An alternative solution: the rough quantification of MDS variables

As presented above, NIR spectra of soil samples contain much information relevant to soil quality, and multivariate regressions of NIR spectra from point and imaging spectrometry can accurately predict several properties of MDS. However, soil quality does not always need to be precisely quantified. Many industrial or agricultural applications only require a classification of soil condition with respect to a critical test value for key properties. Shepherd & Walsh (2002) were the first to propose the use of point NIR analysis for the discrimination of soils falling above or below specific cut-off values for most properties related to soil fertility. They showed that soil samples could be roughly discriminated using classification trees even for properties poorly predicted by regression models like exchangeable K and extractable P. These promising findings were further confirmed by Cohen et al. (2005a) on an extensive data set of quality parameters for wetland soils, including soil microbiological attributes.

Integrated assessment of soil quality with NIR analysis

NIRS as a fingerprint of global soil conditions

Since NIR spectra of soils reflects a set of soil quality attributes like organic matter content and some chemical and biological properties, some researchers have hypothesized that point NIRS could probably be used to discriminate clusters of soil samples differing in their “global” quality. Velasquez et al. (2005) first tested the use of principal component analysis (PCA) and discriminant analysis to separate soils from different land uses. This strategy successfully discriminated clusters of sites depending on land-use type, and co-inertia analyses revealed significant relationships between NIR spectra and various physico-chemical properties of soil samples. The authors also identified NIR wavelength intervals characteristic of the soil-use systems. This PCA strategy was further applied by Cécillon et al. (in press) on a NIR spectral data set of Mediterranean topsoils and earthworm casts collected in areas affected by wildfire (Figure 26). Soil samples and biogenic structures were well separated by PCA on NIR spectra, depicting the influence of earthworms on soil quality, as previously demonstrated by Hedde et al. (2005). Moreover, a strong effect of wildfire on NIR spectra could also be identified in this PCA. This striking result was the first illustration of point NIRS use to estimate the effect of an ecological factor (herein wildfire) on soil conditions. Odlare et al. (2005) coupled PCA on NIR soil spectra and geostatistics to map spatial variation of soil properties. Since principal components of PCA are synthesized information of global soil condition, such approach is interesting for mapping soil quality in precision farming, or for the quantitative spatial assessment of polluted areas in environmental remediation procedures.

Other studies have focussed on the use of point NIR analysis as an integrated tool for the assessment of global soil quality. Using a holistic definition of soil quality, Vågen et al. (2006) aggregated ten commonly used agronomic indicators of soil quality (pH, organic C, total N,

P, Ca, Mg, K, CEC, clay, silt) and developed ordinal soil condition classes (poor, average, good), which were used to identify spectral wavebands that could diagnose soil condition. They found that five wavelengths were related to their soil quality index: relative reflectance at 570, 1410, 2040 and 2390 nm were negatively correlated to soil condition whereas relative reflectance at 1940 nm was positively correlated to soil condition. The authors computed a soil fertility index (SFI), calibrating the membership of the three soil condition classes to reflectance spectra of soils using a proportional odds ordinal logistic regression model. Finally, the SFI was successfully applied to the spatial representation of global soil quality based on remote sensing satellite imagery. Awiti et al. (2008) applied the same proportional odds ordinal logistic regression modelling technique to chronosequence classes of forest-cropland plots and the 10 first principal components calculated from PCA of soil NIR spectra. Using this strategy, the authors could determine three global soil condition classes (good, average and poor) which were then used for the successful classification of soils from unknown sites. Cohen et al. (2006) used another NIR-based approach of global soil quality. They combined ordinal logistic regression and classification trees of soil NIR spectra to discriminate between ecological condition categories. Using classification trees, they identified key spectral regions for ecological condition classification: 2200–2300 nm, 1100–1200 nm, and 500–600 nm. They concluded that site classification with soil reflectance data was more efficient than with biogeochemical data, especially for the discrimination of severely degraded sites. Soil NIR spectra thus provide an effective tool for rapid condition diagnosis of soils and ecosystems (Cohen et al., 2006).

NIR-based diagnostics of specific soil quality

Global assessment of soil conditions with NIRS, as presented above, enables a rapid tracking of states of soil quality or of its changes after a disturbance. In addition, successful classifications of sites have been built regarding land-use type or global soil condition classes. However, soil quality policies usually address specific management goals such as

productivity, waste recycling or environment protection (Andrews et al., 2004). Thus, methodologies for soil quality assessment should be able to measure specific soil functions or soil ecosystem services associated with these management goals. Recently, the European Commission (2006) identified several key threats like soil erosion, soil contamination or loss of organic matter on European soils. An important objective of soil quality research is thus to provide economically realistic tools for the monitoring of these threats (Morvan et al., 2008).

Following the widespread use of remote sensing in environmental management, the suitability of imaging spectrometry for specific soil quality assessment has been tested since the 1990s and was recently reviewed by Ben-Dor et al. (2008a, see references therein). The authors listed promising results of imaging NIRS regarding the quantification and mapping of some specific soil threats. Salinisation of soils has been fairly studied using airborne reflectance data (HyMap, DAIS-7915). Qualitative indicators of soil erosion have also been mapped using airborne AVIRIS imaging spectrometry, with an accuracy of about 80%, which was superior to that achieved using Landsat-TM imagery. HyMap airborne data have been used to estimate the distribution of sludge containing high concentrations of heavy metals, demonstrating the potential of NIRS imaging to map soil contamination and monitor environmental remediation procedures. Finally, airborne reflectance data (AVIRIS, HyMap) in the presence of significant vegetation cover and NIRS satellite imaging (ASTER, wavebands between 2145 and 2430 nm) have been shown reliable for mapping soil swelling. These results could be useful to engineers for construction planning, decision makers for better management of the environment, and farmers in allocating hazardous areas like floods and erosion sites (Ben-Dor et al., 2008a).

The application of point spectrometry for the specific assessment of soil quality started in the 2000s. Cohen et al. (2005b) presented the first application for the rough assessment of a specific soil threat. They showed that point NIRS clearly outperformed a frequently used

empirical model for classifying sites according to soil erosion status. They used classification trees to provide an objective definition of degraded and intact soil conditions and developed NIRS-based screening models calibrated with reliable visual observations of degraded sites. These NIRS classification models were found efficient to fairly discriminate three degradation classes (intact, moderate and severe erosion). This rough assessment of a soil threat could be a useful tool for characterizing site conditions prior to irreversible degradation (Cohen et al., 2005b).

However, an important goal for soil monitoring is the detection of small changes in specific key threats, functions or services over space and time. Thus, most recent soil quality indicators have been designed to accomplish this task (Andrews et al., 2004; Velasquez et al., 2007), but their implementation in soil monitoring networks remains too expensive and time consuming to be economically realistic using conventional soil analyses.

Recent research works have focussed on the quantitative prediction of specific and targeted soil quality indices with point NIRS. Shepherd & Walsh (2007) presented some preliminary tests of indices designed to assess particular soil functions or threats such as soil fertility, soil erosion rate, soil erodibility, soil infiltration capacity, and plant growth potential. Their specific spectral indicators were based on the Mahalanobis distance in the principal component space built using a library of soil reflectance spectra. These NIR indicators, which had been much awaited for five years (Shepherd & Walsh, 2002), were presented as promising by the authors. Cécillon et al. (in press) recently proposed a tentative approach based on the direct prediction of specific soil quality indices related to soil ecosystem services using point NIRS. The accuracy of three soil quality indicators derived from the general indicator of soil quality (GISQ; Velasquez et al. 2007) was tested on the impact of wildfire disturbance (time since last fire) and soil engineering activity of earthworms (topsoil versus casts samples). For each sample, conventional analyses related to three soil ecosystem services were performed. Organic matter storage was assessed through organic C and total and mineral N contents,

nutrient supply through pH and exchangeable cations (Ca, Mg, K, Na, CEC), and biological activity through a set of microbiological parameters (microbial C, two extracellular enzymes – FDA hydrolase, cellulase–, potential denitrification and microbial C to organic C ratio). Three specific indicators (SI) of soil quality reflecting the provision of these soil ecosystem services were then computed using the GISQ approach (Velasquez et al., 2007). Higher SI values indicate more ecosystem services produced, thereby an improved soil quality (Velasquez et al., 2007). The predictive ability of NIR analysis for the three SI was assessed with partial least squares regression (PLSR; Tenenhaus, 1998). PLSR models for the three SI reached “reasonable” statistics (Williams, 1993), with cross-validated coefficients of determination (Q^2) above 0.90 and ratio of performance to deviation (RPD) above 2.8 (Figure 15; Cécillon et al., in press). These results are the first attempt to predict specific soil quality indices with point NIRS. They open a new way in soil quality research, as a simple scan of a soil sample with a NIR spectrometer can provide quantitative information on the provision of a given soil ecosystem service. The same strategy could probably be applied for the assessment of a soil function or a soil threat critical for management goals.

Furthermore, implementing this cost-efficient strategy could have strong implications regarding the spatial coverage and the sampling period of soil monitoring networks (SMN). Existing SMN sites and data could be used for the regional calibration of soil quality indices. Then, a quantitative assessment of soil quality could be performed at the field scale depending on the end-user or land manager demand. The sampling period of SMN could also be decreased enabling a seasonal assessment of soil quality, which is crucial for the early detection of changes in soil conditions.

Research needs towards NIR monitoring of soil conditions

Soil spectral libraries: enabling the implementation of point spectrometry in SMN

Hitherto, NIRS has mainly been applied to soils at the field or the landscape scale, and no generalization can be inferred from regression models obtained with such local studies. One of the main gaps towards an expeditious monitoring of soil quality with NIRS is the building of NIRS-based regression models capable of assessing soil conditions at the regional scale across various soil types. Shepherd & Walsh (2002) presented a new approach allowing the regional quantification of many soil properties with point spectrometry. They proposed the use of soil spectral libraries as a tool for building risk-based approaches to soil evaluation. In the spectral library approach, soil properties are measured conventionally for a selection of soils representative of the diversity of the studied region, and then calibrated to soil reflectance spectra. Usually, the size of the calibration sample set is increased until calibrations are found to be sufficiently accurate for user requirements. It is then possible to predict the soil properties for new samples that belong to the same population as the library soils. Soils that are poorly described in the library are further characterized (conventionally) and added to the calibration library (Shepherd & Walsh, 2002). Brown et al. (2006) applied the soil spectral library strategy using more than 4000 soil samples selected from all 50 US states, two tropical territories and 36 different countries in Africa, Asia, the Americas and Europe. They obtained satisfying predictive efficiency for various soil physical and chemical properties and concluded that calibrations sufficient for many applications might be obtained with large but obtainable soil spectral libraries (104–105 samples). Genot et al. (unpublished data) worked with a spectral library of 1200 soil samples representative of the Walloon region (Belgium) and obtained accurate predictions for the studied soil properties (organic C, total N, clay content and CEC). Their work now allows application of point NIRS in routine by the five laboratories providing fertility advices in this region. All applications of soil spectral libraries used advanced multivariate regression techniques to infer soil properties from NIR

spectra. Shepherd & Walsh (2002) and Brown et al. (2006) worked respectively with multivariate adaptive regression splines (MARS), and boosted regression trees (BRT), two non-linear multivariate techniques. Genot et al. (unpublished data) used an improvement of the PLSR algorithm (PLS-Local) which matches the sample to be predicted with a small homogeneous group of spectrally similar samples selected from the calibration library. These advanced regression techniques clearly outperformed the classical PLSR approach which is often not an optimal solution on its own for processing soil spectra (Cécillon et al., 2008).

All these promising results underline an urgent need for the building of a universal and standardized soil spectral library. Viscarra Rossel and colleagues from the International Soil Spectroscopy Group are currently trying to implement such a spectral library for basic soil properties. This huge task sounds feasible for soil chemical properties using existing samples from SMN. When built, it would be possible to compute and monitor some of the specific soil quality indices presented above (e.g. organic matter storage, nutrient supply). However, the current lack of data for many MDS variables of soil quality (especially physical and biological properties) could compromise the rapid building of a universal soil spectral library for the global assessment of soil quality or the specific assessment of soil threats like soil erosion, contamination, or decline in soil biological activity and diversity. The soil spectral library approach for the quantification of soil quality might thus not be successful until the calibration of all MDS variables to soil reflectance spectra, which will be difficult to achieve.

McBratney et al. (2006) proposed an alternative approach that links soil diffuse reflectance spectroscopy with an inference system to predict soil functional properties which are difficult and expensive to measure directly. They measured soil spectra to estimate various basic soil properties which were then used to infer the desired soil functional property via pedotransfer functions. This approach could be promising for the assessment of soil conditions, but reliable pedotransfer functions for global or specific soil quality are not sufficiently developed.

Challenges for monitoring soil conditions with imaging spectrometry

Compared to point spectroscopy, imaging spectrometry has, for the time being, some difficulties to produce reliable and robust predictions for routine soil analysis. The first problem is technical and concerns the signal pre-processing (see e.g. Ben-Dor et al., 2008a). Obviously, more efforts have to be put in the spectral calibration and the reduction of the noise. In addition, spatial and temporal variations in surface soil conditions (e.g. moisture content) disturb the soil spectral response and produce generally non-reproducible results. A first approach to solve this problem would be to record the surface conditions of the soil samples in the calibration set and restrict the prediction to similar pixels (e.g. based on the Mahalanobis distance). More elaborated solutions like including a covariant in the regressions generally require to measure spatially the disturbing factor over the entire study area. The recent convergence of several new measuring technologies aiming to map soil properties (e.g. synthetic aperture radar imagery) enables the investigation of such strategies in the mid-term. As presented above regarding point spectrometry, the stability of the calibrations may also be improved by using more efficient chemometric approaches. For instance, Marx & Eilers (2002) have developed a multivariate technique – called penalized signal regressions – that forces the regression coefficients to vary smoothly across wavelengths. It allows removing from calibrations the effects of noisy features in the spectral data and yields more robust calibrations in general. Adopting a totally opposite strategy, Bartholomeus et al. (2008) proposed to use spectral indices (e.g. $1 / [\text{slope } 2138\text{-}2200 \text{ nm}]$), which can be easily related to the biochemical composition of the soil samples and show a greater stability.

Conclusions

This review demonstrates that near infrared reflectance spectra contain much information related to soil quality. Using point NIRS, good predictions can be achieved for many chemical and some physical and biological properties involved in soil conditions. Imaging NIRS fairly predicts some soil chemical properties related to soil quality. Its ability to cover large surfaces in a single flight campaign and thus produce a complete picture of surface soil properties of bare soils represents a clear opportunity for monitoring. However, several technological limitations will delay its routine use for quantifying a MDS of soil quality.

Soil NIR spectra can be used as an integrated measure of soil quality, so as to classify sites according to their global degradation status or for monitoring the effect of an ecological factor on soil quality. Furthermore, NIRS opens a new way for soil quality assessment, as reliable quantification of particular soil functions, ecosystem services, or threats can be obtained from a flight campaign or a simple NIR scanning of a soil sample. Implementing this specific approach of soil quality with point and imaging NIRS will provide powerful tools to address the specific management goals of soil quality policies. Point NIRS offers a low-cost solution for soil monitoring networks regarding soil quality, which could allow an increase in their spatial coverage and a reduction in their sampling period. Imaging NIRS provides an interesting solution for the spatial assessment of some specific soil threats in environmentally sensitive areas.

An urgent research need is the development of international soil spectral libraries that will strongly improve the predicting ability of NIRS for soil quality attributes whatever the soil type. Coupling NIR spectral libraries with other diffuse reflectance measurements of soils, such as mid infrared reflectance spectra, will probably be the next step towards spectral sensing of soil quality worldwide.

Acknowledgements

This review was initiated at the workshop “NIRS in Soil Science”, 25-26 October 2007, Grenoble, France (<http://spirsolgrenoble2007.free.fr/>) organized by HélioSPIR and Cemagref Grenoble. Authors are grateful to V. Bellon-Maurel and all participants of this workshop for their useful comments, and to S. De Danieli for its logistical help during the workshop. This work was supported by the French Agency for Environment and Energy Management (ADEME) and Cemagref.

References (Synthèse relative à la SPIR)

Al-Abbas, A.H., Swain, P.H. & Baumgardner, M.F. 1972. Relating organic matter and clay content to the multispectral radiance of soils. *Soil Science*, 114, 477-485.

Albrecht, R., Joffre, R., Gros, R., Le Petit, J., Terrom, G. & Périssol, C. 2008. Efficiency of near-infrared reflectance spectroscopy to assess and predict the stage of transformation of organic matter in the composting process. *Bioresource Technology*, 99, 448-455.

Andrews, S.S., Karlen, D.L. & Cambardella, C.A. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1945-1962.

Awiti, A.O., Walsh, M.G., Shepherd, K.D. & Kinyamario, J. 2008. Soil condition classification using infrared spectroscopy: A proposition for assessment of soil condition along a tropical forest-cropland chronosequence. *Geoderma*, 143, 73-84.

Bartholomeus, H., Epema, G. & Schaepman, M. 2007. Determining iron content in Mediterranean soils in partly vegetated areas, using spectral reflectance and imaging spectroscopy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9, 194-203.

Bartholomeus, H., Schaepman, M., Kooistra, L., Stevens, A., Hoogmoed, W. & Spaargaren, O. 2008. Spectral reflectance based indices for soil organic carbon quantification. *Geoderma*, 145, 28-36.

Ben-Dor, E. & Banin, A. 1995. Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 364-372.

Ben-Dor, E., Patkin, K., Banin, A. & Karnieli, A. 2002. Mapping of several soil properties using DAIS-7915 hyperspectral scanner data - a case study over clayey soils in Israel. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 1043-1062.

Ben-Dor, E., Taylor, R.G., Hill, J., Demattê, J.A.M., Whiting, M.L., Chabrilat, S. & Sommer, S. 2008a. Imaging spectrometry for soil applications. In: *Advances in Agronomy*, volume 97 (ed. D.L. Sparks), pp. 321-392. Academic Press, Elsevier.

- Ben-Dor, E., Heller, D. & Cudnovsky, A. 2008b.** A novel method of classifying soil profiles in the field using optical means. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 1113-1123.
- Bengtsson, S., Berglöf, T. & Kylin, H. 2007.** Near infrared reflectance spectroscopy as a tool to predict pesticide sorption in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 78, 295-298.
- Biasioli, M., Barberis, R. & Ajmone-Marsan, F. 2005.** The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Science of the Total Environment*, 356, 154-164.
- Bogrekcı, I. & Lee, W.S. 2005.** Improving phosphorus sensing by eliminating soil particle size effect in spectral measurement. *Transactions of the ASAE*, 48, 1971-1978.
- Bowers, S.A. & Hanks, R.J. 1965.** Reflection of radiant energy from soils. *Soil Science*, 100, 130-138.
- Breure, A.M. 2004.** Ecological soil monitoring and soil quality assessment. In: *Vital Soil: Function, Value, and Properties* (eds. P. Doelman & H. Eijsackers), pp. 281-306. *Developments in Soil Science*, 29. Elsevier, Amsterdam.
- Brown, D.J., Shepherd, K.D., Walsh, M.G., Dewayne Mays, M. & Reinsch, T.G. 2006.** Global soil characterization with VNIR diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 132, 273-290.
- Brunet, D., Barthès, B.G., Chotte, J.L. & Feller, C. 2007.** Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: Effects of sample grinding and set heterogeneity. *Geoderma*, 139, 106-117.
- Cécillon, L. & Brun, J.J. 2007.** Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS): a practical tool for the assessment of soil carbon and nitrogen budget. In: *COST Action 639: Greenhouse-Gas Budget of Soils under Changing Climate and Land Use (BurnOut)* (eds. R. Jandl & M. Olsson), pp. 103-110. Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna.
- Cécillon, L., Cassagne, N., Czarnes, S., Gros, R. & Brun, J.J. 2008.** Variable selection in near infrared spectra for the biological characterization of soil and earthworm casts. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 1975-1979.
- Cécillon, L., Cassagne, N., Czarnes, S., Gros, R., Vennetier, M. & Brun, J.J. 2008.** Predicting soil quality indices with near infrared analysis in a wildfire chronosequence. *Science of the Total Environment*, in press.
- Chang, C.W., Laird, D.A., Mausbach, M.J. & Hurburgh, C.R.J. 2001.** Near-infrared reflectance spectroscopy - Principal components regression analyses of soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 480-490.
- Cho, R.K., Lin G. & Kwon, Y.K. 1998.** Nondestructive analysis for nitrogens of soils by near infrared reflectance spectroscopy. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 6, A87-A91.
- Cohen, M.J., Prenger, J.P. & DeBusk, W.F. 2005a.** Visible-near infrared spectroscopy for rapid, non-destructive assessment of wetland soil quality. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1422-1434.
- Cohen, M.J., Shepherd, K.D. & Walsh, M.G. 2005b.** Empirical reformulation of the universal soil loss equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. *Geoderma*, 124, 235-252.
- Cohen, M.J., Dabral, S., Graham, W.D., Prenger, J.P. & DeBusk, W.F. 2006.** Evaluating ecological condition using soil biogeochemical parameters and near infrared reflectance spectra. *Environmental Monitoring and Assessment*, 116, 427-457.
- Confalonieri, M., Fornasier, F., Ursino, A., Boccardi, F., Pintus, B. & Odoardi, M. 2001.** The potential of near infrared reflectance spectroscopy as a tool for the chemical characterisation of agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 9, 123-131.

- Dalal, R.C. & Henry, R.J. 1986.** Simultaneous determination of moisture, organic carbon, and total nitrogen by near infrared reflectance spectrophotometry. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 120-123.
- Demattê, J.A.M., Sousa, A.A., Alves, M.C., Nanni, M.R., Fiorio, P.R. & Campos, R.C. 2006.** Determining soil water status and other soil characteristics by spectral proximal sensing. *Geoderma*, 135, 179-195.
- Doelman, P. & Eijsackers, H. 2004.** *Vital Soil: Function, Value, and Properties. Developments in Soil Science*, 29. Elsevier, Amsterdam.
- Doran, J.W. & Parkin, T.B. 1994.** Defining and assessing soil quality. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (eds. J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bzedicek & B.A. Steward), pp. 3-21. Soil Science Society of America Special Publication 35, Madison, WI, USA.
- Doran, J.W. & Safley, M. 1997.** Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: *Biological Indicators of Soil Health* (eds. C.E. Pankhurst, B.M. Doube & V.V.S.R. Gupta), pp. 1-28. CAB International, Wallingford, UK.
- Dunn, B.W., Batten, G.D., Beecher, H.G. & Ciavarella, S. 2002.** The potential of near-infrared reflectance spectroscopy for soil analysis — a case study from the Riverine Plain of south-eastern Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 42, 607-614.
- Eijsackers, H. 2004.** Leading concepts towards vital soil. In: *Vital Soil: Function, Value, and Properties* (eds. P. Doelman & H. Eijsackers), pp. 1-20. *Developments in Soil Science*, 29. Elsevier, Amsterdam.
- European Commission 2006.** Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection. COM (2006)231 final, Brussels. (At: http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com_2006_0231_en.pdf. Accessed: 14/05/2008)
- Farifteh, J., van der Meer, F., van der Meijde, M. & Atzberger, C. 2008.** Spectral characteristics of salt-affected soils: A laboratory experiment. *Geoderma*, 145, 196-206.
- Fystro, G. 2002.** The prediction of C and N content and their potential mineralisation in heterogeneous soil samples using Vis-NIR spectroscopy and comparative methods. *Plant and Soil*, 246, 139-149.
- Gaffey, S.J. & Reed, K.L. 1987.** Copper in calcite: detection by visible and near-infrared reflectance. *Economic Geology*, 82, 195-200.
- Goldshleger, N., Ben-Dor, E., Benyamini, Y., Agassi, M. & Blumberg, D. 2001.** Characterization of soil's structural crust by spectral reflectance in the SWIR region (1.2-2.5 μm). *Terra Nova*, 13, 12-17.
- Goldshleger, N., Ben-Dor, E., Benyamini, Y., Blumberg, D. & Agassi, M. 2002.** Spectral properties and hydraulic conductance of soil crusts formed by raindrop impact. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 3909-3920.
- Gomez, C., Viscarra Rossel, R.A. & McBratney, A.B. 2008.** Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy: an Australian case study. *Geoderma*, in press.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. & Gómez, I. 2007.** Near-infrared spectroscopy to estimate the maximum temperatures reached on burned soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1029-1037.
- Haberern, J. 1992.** Viewpoint: A soil health index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47, 6.
- Hedde, M., Lavelle, P., Joffre, R., Jiménez, J.J. & Decaëns, T. 2005.** Specific functional signature in soil macro-invertebrates biostructures. *Functional Ecology*, 19, 785-793.
- Henderson, T.L., Baumgardner, M.F., Franzmeier, D.P., Stott, D.E. & Coster D.C. 1992.** High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 865-872.

- Islam, K., Singh, B. & McBratney, A. 2003.** Simultaneous estimation of several soil properties by ultra-violet, visible, and near-infrared reflectance spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 1101-1114.
- Jolivet, C., Boulonne, L. & Ratié, C. 2006.** Manuel du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, Edition 2006. Unité Infosol, INRA Orléans, France.
- Kooistra, L., Wehrens, R., Leuven, R.S.E.W. & Buydens, L.M.C. 2001.** Possibilities of visible-near-infrared spectroscopy for the assessment of soil contamination in river floodplains. *Analytica Chimica Acta*, 446, 97-105.
- Lagacherie, P., Baret, F., Feret, J.-B., Madeira Netto, J. & Robbez-Masson, J.-M. 2008.** Estimation of soil clay and calcium carbonate using laboratory, field and airborne hyperspectral measurements. *Remote Sensing of Environment*, 112, 825-835.
- Larson, W.E. & Pierce, F.J. 1991.** Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*. Vol. 2, pp. 175-203. ISBRAM Proc. 12 (2), International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. & Rossi, J.P. 2006.** Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42, S3-S15.
- Ludwig, B., Khanna, P.K., Bauhus, J. & Hopmans, P. 2002.** Near infrared spectroscopy of forest soils to determine chemical and biological properties related to soil sustainability. *Forest Ecology and Management*, 171, 121-132.
- Malley, D.F., Yesmin, L. & Eilers, R.G. 2002.** Rapid analysis of hog manure and manure-amended soils using near-infrared spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1677-1686.
- Malley, D.F., Martin, P.D. & Ben-Dor, E. 2004.** Application in analysis of soils. In: *Near-Infrared Spectroscopy in Agriculture* (ed. C.A. Roberts), pp. 729-784. *Agronomy Monograph 44*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Marx, B.D. & Eilers, H.C. 2002.** Multivariate calibration stability: a comparison of methods. *Journal of Chemometrics*, 16, 129-140.
- McBratney, A.B., Minasny, B. & Viscarra Rossel, R. 2006.** Spectral soil analysis and inference systems: A powerful combination for solving the soil data crisis. *Geoderma*, 136, 272-278.
- Morra, M.J., Hall, M.H. & Freeborn, L.L. 1991.** Carbon and nitrogen analysis of soil fractions using near-infrared reflectance spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 288-291.
- Morvan, X., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R.J.A., Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Stephens, M. & Kibblewhite, M.G. 2008.** Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment*, 391, 1-12.
- Mouazen, A.M., Maleki, M.R., De Baerdemaeker, J. & Ramon, H. 2007.** On-line measurement of some selected soil properties using a VIS-NIR sensor. *Geoderma*, 93, 13-27.
- Murray, I. & Williams, P.C. 1990.** Chemical principles of near-infrared technology. In: *Near-Infrared Technology in the Agricultural and Food Industries* (eds. P. Williams & K. Norris), pp. 17-34. American Association of Cereal Chemists, St Paul, MN, USA.
- Mutuo, P.K., Shepherd, K.D., Albrecht, A. & Cadisch, G. 2006.** Prediction of carbon mineralization rates from different soil physical fractions using diffuse reflectance spectroscopy. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1658-1664.

- Odlare, M., Svensson, K. & Pell, M. 2005.** Near infrared reflectance spectroscopy for assessment of spatial soil variation in an agricultural field *Geoderma*, 126, 193-202.
- Palmborg, C. & Nordgren, A. 1993.** Modelling microbial activity and biomass in forest soil with substrate quality measured using near infrared reflectance spectroscopy. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 1713-1718.
- Reeves III, J.B. & McCarty, G.W. 2001.** Quantitative analysis of agricultural soils using near infrared reflectance spectroscopy and a fibre-optic probe. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 9, 25-34.
- Reeves III, J.B., McCarty, G.W. & Meisinger J.J. 1999.** Near infrared reflectance spectroscopy for the analysis of agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 7, 179-193.
- Reeves III, J.B., McCarty, G.W. & Meisinger, J.J. 2000.** Near infrared reflectance spectroscopy for the determination of biological activity in agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 8, 161-170.
- Rinnan, R. & Rinnan, A. 2007.** Application of near infrared reflectance (NIR) and fluorescence spectroscopy to analysis of microbiological and chemical properties of arctic soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 1664-1673.
- Salgó, A., Nagy, J., Tarnóy, J., Marth, P., Pálmai O. & Szabó-Kele, G. 1998.** Characterisation of soils by the near infrared technique. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 6, 199-203.
- Selige, T., Böhner, J. & Schmidhalter, U. 2006.** High resolution topsoil mapping using hyperspectral image and field data in multivariate regression modelling procedures. *Geoderma*, 136, 235-244.
- Shepherd, K.D. & Walsh, M.G. 2002.** Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 988-998.
- Shepherd, K.D. & Walsh, M.G. 2007.** Review: Infrared spectroscopy — enabling an evidence-based diagnostic surveillance approach to agricultural and environmental management in developing countries. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 15, 1-19.
- Sojka, R.E. & Upchurch, D.R. 1999.** Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1039-1054.
- Stevens, A., van Wesemael B., Vandenschrick, G., Touré, S. & Tychon, B. 2006.** Detection of carbon stock change in agricultural soils using spectroscopic techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 844-850.
- Stevens, A., van Wesemael, B., Bartholomeus, H., Rosillon, D., Tychon, B. & Ben-Dor, E. 2008.** Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils. *Geoderma*, 144, 395-404.
- Stuffer, T., Kaufmann, C., Hofer, S., Forster, K.P., Schreier, G., Mueller, A., Eckardt, A., Bach, H., Penne, B., Benz, U. & Haydn, R. 2007.** The EnMAP hyperspectral imager - An advanced optical payload for future applications in Earth observation programmes. *Acta Astronautica*, 61, 115-120.
- Sudduth, K.A. & Hummel, J.W. 1993.** Soil organic matter, CEC, and moisture sensing with a portable NIR spectrophotometer. *Transactions of the ASAE*, 36, 1571-1582.
- Tenenhaus, M. 1998.** *La Régression PLS*. Editions Technip, Paris.
- Terhoeven-Urselmans, T., Schmidt, H., Joergensen, R.G. & Ludwig, B. 2008.** Usefulness of near-infrared spectroscopy to determine biological and chemical soil properties: Importance of sample pre-treatment. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 1178-1188.
- Vågen T-G., Shepherd K.D. & Walsh M.G. 2006.** Sensing landscape level change in soil quality following deforestation and conversion in the highlands of Madagascar using Vis-NIR spectroscopy. *Geoderma*, 133, 281-294.

Velasquez, E., Lavelle, P., Barrios, E., Joffre, R. & Reversat, F. 2005. Evaluating soil quality in tropical agroecosystems of Colombia using NIRS. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 889-898.

Velasquez, E., Lavelle, P. & Andrade, M. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 3066–3080.

Viscarra Rossel, R.A. & McBratney, A.B. 1998. Laboratory evaluation of a proximal sensing technique for simultaneous measurement of soil clay and water content. *Geoderma*, 85, 19-39.

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik L.J. & Skjemstad, J.O. 2006. Visible, near-infrared, mid-infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131, 59-75.

Wander, M.M. & Drinkwater, L.E. 2000. Fostering soil stewardship through soil quality assessment. *Applied Soil Ecology*, 15, 61-73.

Wetzel, D.L. 1983. Near-infrared reflectance analysis. Sleeper among spectroscopic techniques. *Analytical Chemistry*, 55, 1165 A-1176 A.

Williams, P.C. 1993. What does the raw material have to say? *NIR news*, 5, 13.

Wu, Y., Chen, J., Ji, J., Gong, P., Liao, Q., Tian, Q. & Ma, H. 2007. A mechanism study of reflectance spectroscopy for investigating heavy metals in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 918-926.

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., García-Orenes, F., Mataix-Beneyto, J. & Morugán, A. 2007. Evaluation of soil quality using multiple linear regression based on physical, chemical and biochemical properties. *Science of the Total Environment*, 378, 233-237.

Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Scow, K.M., Arcenegui, V. & Mataix-Beneyto, J. 2008. Near infrared spectroscopy for determination of various physical, chemical and biochemical properties in Mediterranean soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 1923-1930.

Résumé

Les sols des régions de montagne sont confrontés à de fortes modifications climatiques et d'usages qui les rendent particulièrement sensibles à trois menaces : l'érosion, la perte de matière organique et de biodiversité. Cette thèse aborde la question de la qualité des sols sous l'angle de processus clés (décomposition et agrégation de la matière organique) au sein de différents compartiments de la partie superficielle du sol vivant (épipedon). Ces processus clés interviennent dans l'intensité des services rendus par les sols comme la séquestration de carbone, la fertilité des sols et le maintien de leur activité biologique. Parmi les indicateurs utilisés dans l'évaluation de la qualité des sols, nous avons choisi de tester des indicateurs simples et composites reliés aux processus clés de deux types d'écosystèmes subissant de fortes contraintes environnementales. Deux sites d'étude situés dans les massifs du Dévoluy (Isère) et des Maures (Var) ont été utilisés. Tous deux sont marqués par un fort gradient de végétation induit par des contraintes naturelles (sols à permafrost pour le site du Dévoluy) ou anthropiques (incendies pour le site des Maures). Dans ce travail, nous formulons trois hypothèses : (i) il existe au niveau des sols une signature originale des modifications environnementales influençant le fonctionnement des écosystèmes forestiers ; (ii) cette signature est liée à la qualité des sols et recouvre une partie biologique largement sous estimée ; (iii) la réflectance du sol résume cette signature et permet sa caractérisation dans des conditions contrastées. Les résultats de la thèse démontrent que les contraintes liées au pédoclimat et aux incendies induisent de fortes modifications des variables décrivant les processus de décomposition et d'agrégation dans les sols. Le compartiment biologique du sol (microflore ou microfaune) est particulièrement affecté par ces contraintes, révélant des modifications dans les processus liés aux chaînes trophiques des sols (voies préférentielles de décomposition et d'agrégation biologique, nitrification et dénitrification potentielles). La spectroscopie proche infrarouge se révèle être un outil pertinent pour rendre compte des modifications de qualité physico-chimiques mais aussi biologiques des sols soumis à de fortes contraintes.

Mots-clés :

Science du Sol ; Pédologie ; Qualité des sols ; Indicateurs ; Spectroscopie proche infrarouge ; Nématodes ; Permafrost ; Feux de forêts

Abstract

Mountain soils are facing strong changes in land-use and climate, which expose them to three main threats: erosion, loss of biodiversity and organic matter decline. This thesis focuses on mountain soil quality, through key ecosystem processes (decomposition and aggregation of soil organic matter) occurring in topsoils. These key processes control the provision of several soil ecosystem services such as carbon sequestration, nutrient supply, and biological activity. We have tested both simple and composite soil quality indices under environmental constraints in two study sites. Both sites are characterized by a strong vegetation gradient generated by natural constraints (sporadic permafrost in Dévoluy mountains, Isère, France), or human constraints (wildfire chronosequence in the Maures mountains, Var, France). Our results demonstrate that both soil microclimate and wildfire constraints affect soil attributes linked to decomposition and aggregation processes in topsoils. Soil biota (microflora and microfauna) is markedly affected, indicating modifications in soil processes controlled by soil foodweb (main decomposition and aggregation pathways, potential nitrification and denitrification). Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is found to be a powerful tool for assessing the modifications of physico-chemical and biological quality of soils under environmental constraints.

Keywords:

Soil Science ; Soil quality ; Indicators ; Near Infrared Reflectance Spectroscopy ;

Nematodes ; Permafrost ; Wildfire