



HAL
open science

INSENSE : Indicateurs de SENSibilité des Ecosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse.

Laurent Augusto, Noémie Pousse, Arnaud Legout, Ingrid Seynave, Bernard Jabiol, Joseph Levillain

► To cite this version:

Laurent Augusto, Noémie Pousse, Arnaud Legout, Ingrid Seynave, Bernard Jabiol, et al.. INSENSE : Indicateurs de SENSibilité des Ecosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse.. [Rapport de recherche] ADEME. 2018. hal-03023040

HAL Id: hal-03023040

<https://hal.science/hal-03023040v1>

Submitted on 25 Nov 2020

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

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



JUIL.
2018

PROJET INSENSE

Indicateurs de SENSibilité des
Ecosystèmes forestiers soumis à une
récolte accrue de biomasse

RAPPORT FINAL

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

En partenariat avec :



REMERCIEMENTS

Coordination : Laurent Augusto (Bordeaux Sciences Agro) et Noémie Pousse (ONF)
Scientifiques partenaires : Arnaud Legout (INRA), Bernard Jabiol, Joseph Levillain et Ingrid Seynave (Université de Lorraine – AgroParisTech - INRA)

CITATION DE CE RAPPORT

Augusto Laurent, Pousse Noémie, Legout Arnaud, Seynave Ingrid, Jabiol Bernard, Levillain Joseph. 2018. INSENSE : Indicateurs de SENSibilité des Ecosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse. 262 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne www.ademe.fr/mediatheque

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 1360C0088

Projet de recherche coordonné par : AUGUSTO Laurent (INRA - Bordeaux Sciences Agro) et POUSSE Noémie (ONF)

Appel à projet de recherche : REACCTIF

Coordination technique - ADEME : DEPARTE Alba
Direction/Service : DPED / SFAB

Remerciements

Nous tenons à remercier les membres du comité de pilotage du projet Indicateurs de SENSibilité des Écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse (INSENSÉ) : Alba Departe, Thomas Eglin, Caroline Rantien (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME)); Guy Landmann (GIP Ecofor); Bertrand Laroche (INRA, InfoSol); Jean-Claude Gégout (Université de Lorraine - APT - INRA, SILVA); Laurent Saint-André (INRA, BEF, coordinateur du projet RESPIRE); Alain Bailly (FCBA); François Charnet (IDF) et Didier Pischedda (ONF).

Nous remercions également ceux qui ont œuvré si admirablement pour ce projet, :

- partenaires : Arnaud Legout (INRA, BEF), Bernard Jabiol, Joseph Levillain et Ingrid Seynave (Université de Lorraine - APT - INRA, SILVA);
- analyste programmeur : Thomas Bronner;
- post-doctorants : David Achat et Félix Brédoire;
- stagiaires M2 : Amandine Remy et Samuel Durante;

ceux qui nous ont mis à disposition leurs données sur les sols forestiers :

- Jean-Claude Gégout et Ingrid Seynave (Université de Lorraine - APT - INRA, SILVA) pour l'accès aux données de la base EcoPlant;
- les groupes Groupement d'intérêt scientifique Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers (GIS Coop) Chênes, Douglas et CoopEco;
- Manuel Nicolas et Sébastien Macé (ONF) pour les données sol du réseau de monitoring Réseau National de suivi à long terme des ÉCOsystèmes FORestiers (RENECOFOR);
- le DSF et la communauté européenne pour l'accès aux données sol du réseau de monitoring Forest Focus/BioSoil, ainsi qu'à Line Boulonne, Claudy Jolivet, Vincent Badeau (INRA), Jacques Drapier (IFN) et Jean-Pierre Renaud (ONF) pour l'aide apportée lors de la qualification des données Forest Focus/BioSoil;
- Joël Moulin et la chambre d'agriculture de l'Indre pour l'accès aux données sur les sols forestiers du programme de cartographie du département de l'Indre (Référentiels Régionaux Pédologiques, cartes des sols au 1/250 000 (RRP));
- François Charnet (IDF) pour les données du catalogue des stations forestière du Perche;
- Catherine Collet (Université de Lorraine - APT - INRA, SILVA) pour l'accès aux données des dispositifs Réseau d'essais expérimentaux sur les ALTERnatives aux herbicides en Forêt (ALTER).

et enfin ceux qui nous aidé à tester l'outil réalisé au cours du projet :

- contexte montagnard : Catherine Riond (Office National des Forêts (ONF), pôle RDI Chambéry), Jean-Luc Mabboux (ONF, expert sylviculture, Annecy), Mickael Blossier (ONF, aménagiste, Chambéry);
- région Centre : Isabelle Bilger (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA)), Nathalie Korboulevsky (IRSTEA), Yann Dumas (IRSTEA), Nicolas Bilot (Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)), Xavier Montagny (Institut technologique Forêt, Cellulose, Bois-construction et Ameublement (FCBA)), Chloé Boldrini (FCBA);
- région Bourgogne-Franche-Comté : Jean-François Boquet (ONF, adjoint au directeur territorial Bourgogne-Franche-Comté), Christine Deleuze (ONF, pôle RDI Dole), Myriam Legay (ONF, chef département RDI), et une dizaine d'aménagistes;
- Normandie : Julien Chesnel (parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande (PNRBSN), chargé de mission bois forêt), Céline Langumier (ONF, responsable d'unité territoriale), Marie-Amélie Mollaret (ADEME, Rouen), Albin Leduc (Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt (DRAAF) Normandie, Rouen), Michaël Aubert

(unité Ecodiv, université de Rouen, directeur de recherches), Edouard Quibel (doctorant, unité Ecodiv), François Elie (doctorant, unité Ecodiv), Jean-Baptiste Reboul (Institut du Développement Forestier (IDF) – Centre National de la Propriété Forestière (CNPF)), Florence Gohon (Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF) Normandie), Pierre Gauthier (CRPF Normandie), Nicolas Boudesseul (Biocombustibles), et également un gestionnaire forestier indépendant ;

- Région Grand Est : Ludovic Pasquet (ONF, aménagiste, agence de Troyes), Armelle Noé (ONF, Réseau d'Appui Technique et de Développement (RATD) sols et exploitation), Claire Godel (ONF, RATD sols et exploitation), Bruno Vuidel (ONF, service bois, agence de Metz), Guillaume Labarre (ONF, responsable de l'unité territoriale de Cunfin) ;
- contexte landais : Marc Laborde (Bureau d'études Caillou Vert Conseil), Jacques Hazera (gestionnaire indépendant et propriétaire, correspondant ProSylva Sud-Ouest), Eric Castex (propriétaire, correspondant ProSylva Landes), Guylain Doirat (Alliance Forêt Bois), Philippe Laborde, Philippe Bonpan (commune de Sabres) ;
- contexte méditerranéen : Daniel Reboul (ONF, chargé sylviculture et environnement, Alpes-de-Haute-Provence), Jeanne Dulac (ONF, chargée environnement agence Bouche-du-Rhône Vaucluse), Jean Ladier (ONF, pôle RDI Avignon).

Résumé

En vue d'atteindre les objectifs internationaux de baisse des émissions de gaz à effet de serre, la biomasse forestière est une ressource renouvelable de plus en plus utilisée.

Augmenter les prélèvements de bois peut avoir un impact non négligeable sur l'écosystème forestier, surtout si on s'intéresse au prélèvement des bois qui n'étaient pas ou plus collectés (troncs de faibles diamètres, branches, feuillages), souvent très fortement concentrés en éléments minéraux.

Les effets sur le sol d'un export supplémentaire d'éléments minéraux ne sont pas systématiquement négatifs, c'est pourquoi les forestiers ont besoin de connaître les sols susceptibles de supporter un tel export sans compromettre la production de bois sur le long terme : l'énergie ne sera renouvelable que si la gestion l'est.

Le projet INSENSÉ, financé avec le soutien de l'ADEME (programme REcherche sur l'Atténuation du Changement Climatique par l'agriculture et la Forêt (REACTIF)) a eu pour objectif de produire des indicateurs de sensibilité des sols à une récolte accrue de biomasse qui soient à la fois fiables, peu chers, tout-terrain et confortables. A partir d'une analyse approfondie de la littérature et de la mise en commun de données sur les sols forestiers, (i) des indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à partir d'analyses de sol en laboratoire ont été définis et (ii) un outil simplifié de terrain pour prédire cette sensibilité a été construit et testé (jeu de données indépendants et test d'appropriation auprès de gestionnaires forestiers). L'indicateur analytique de sensibilité des sols forestiers retenu est la concentration en éléments nutritifs (calcium, magnésium, potassium, phosphore et azote) dans l'horizon de surface, proxy le plus probable en l'état actuel des connaissances de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des arbres. Des clés de détermination ont permis de simplifier cet indicateur analytique peu accessible aux forestiers. Elles prédisent la sensibilité d'un sol forestier à partir de 5 descripteurs du sol : la forme d'humus, la texture, la profondeur d'apparition de l'effervescence de la terre fine à l'acide chlorhydrique, la grande région écologique (GRECO, définie par l'Inventaire Forestier National (IFN)) et la profondeur prospectable par les racines (seuil à 25cm pour les profondeurs). Cet indicateur simplifié de terrain a ensuite été testé statistiquement et techniquement, en partant à la rencontre de potentiels utilisateurs. Sur les deux plans, il présente une amélioration par rapport à l'outil existant (clé de sensibilité des sols du guide ADEME 2006). Il a été globalement bien accepté par les futurs utilisateurs, et les résultats de l'indicateur terrain sont plutôt en accord avec ceux de l'indicateur analytique. Cette étude montre une démarche complète de développement d'un outil d'aide à la décision, depuis sa définition scientifique jusqu'à sa simplification pour un usage par des non-scientifiques.

Abstract

In order to complete international goal in terms of reducing greenhouse gas emissions, forest biomass is a valuable renewable energy source. However, removing forest harvesting residues may cause important nutrient losses. Because negative effects of increased nutrient removal are not systematic, forest managers need tools for soil sensitivity assessment to decide whether they can or not increase biomass harvesting without impairing long term forest productivity and health. This study follows two goals : (i) define forest ecosystem sensitivity indicators derived from soil physico-chemical analyses and (ii) build and test a simplified tool which predict such a soil sensitivity. After gathering databases and screening international literature, nutrient concentration in the topsoil was chosen as the simplest and currently most accurate indicator of soil sensitivity. With the same consolidated data warehouse on French forest soils, we built determination keys which predict soil sensitivity with only five parameters : humus form, topsoil texture, depth of CaCO₃ apparition, ecological region and rooting depth. We performed a statistical evaluation of the simplified tool on independent data sets and evaluated it on the field with potential users. Prediction results fairly matched analytical sensitivity. All questioned users agreed with the necessity of such indicator and appreciated the simplicity of diagnosis with our tool. This study shows a complete research and development process, from the translation of scientific knowledge into an indicator of sustainable forest management to the simplification for appropriation.

Table des matières

1 Objectifs du projet INSENSÉ	6
2 Principales étapes et principaux résultats	8
2.1 Tâche 1 : coordination du projet	9
2.2 Tâche 2 : analyse et synthèse de la littérature	9
2.3 Tâche 3 : construction d'un entrepôt de données commun sur les sols forestiers	12
2.3.1 Résumé du déroulé de la tâche 3	12
2.3.2 Données sources intégrées dans l'entrepôt de données <i>insense</i>	12
2.3.3 Formalisation des demandes d'autorisation d'utilisation de données sur les sols forestiers	14
2.3.4 Travail prospectif concernant l'harmonisation des méthodes d'analyse du carbone organique, des profondeurs d'échantillonnage et des méthodes d'estimation du réservoir utile des sols	16
2.4 Tâche 4 : analyse des déterminants de la fertilité des écosystèmes forestiers telle qu'indiquée par le peuplement	17
2.5 Tâche 5 : définition et simplification d'un indicateur de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des écosystèmes forestiers	19
3 Description du système d'indication de la sensibilité des sols forestiers à une récolte accrue de biomasse et application du diagnostic aux données de l'Inventaire Forestier National (IFN)	24
3.1 Description du diagnostic de sensibilité INSENSÉ	24
3.2 Application aux données de l'IFN : changement de méthode d'évaluation de la sensibilité des sols forestiers français à une récolte accrue de biomasse	29
3.3 Application aux données de l'IFN : cartes de sensibilité des sols forestiers français à une récolte accrue de biomasse - indicateur INSENSÉ	32
4 Conclusion	37
Références bibliographiques	37
A Rapport de la tâche 2 du projet INSENSÉ	44
B Sensibilité à l'érosion hydrique des sols pentus suite à un export de menus-bois	108
C Sensibilité des stocks de carbone organique des sols à une récolte accrue de biomasse	111
D Rapport de la tâche 3 du projet INSENSÉ	113
E Rapport de stage sur l'harmonisation et complétion de bases de données sur les sols forestiers	120
F Rapport de la tâche 4 du projet INSENSÉ	181
G Rapport de la tâche 5 du projet INSENSÉ	194

1 Objectifs du projet INSENSÉ

Afin de remplir ses objectifs de réduction de ses émissions en CO₂, la France doit, entre autres, augmenter ses prélèvements de bois. Augmenter les prélèvements de bois peut avoir un impact non négligeable sur l'écosystème forestier, surtout si on s'intéresse au prélèvement des bois qui n'étaient pas ou plus collectés (troncs de faibles diamètres, branches, feuillages), souvent très fortement concentrés en éléments minéraux. Dans le cadre du projet RESOBIO ("Gestion des REmanents forestiers : préservation des SOls et de la BIODiversité"), il a été prouvé que la récolte des rémanents peut avoir des effets globalement négatifs et significatifs sur la fertilité chimique et physique des sols, la biodiversité et la productivité des peuplements forestiers (Achat et al., 2015a; Landmann and Nivet, 2013). Cependant, les impacts observés dans de nombreuses situations sont très variables suivant le contexte et aucune variable discriminant l'intensité des impacts n'a pu être mise en évidence. C'est pourquoi, dans la suite du projet RESOBIO, le projet INSENSÉ (INDicateurs de SENSibilité des Écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse) financé par l'ADEME (APR REACTIF 2) cherche à comprendre et prédire l'hétérogénéité des impacts observés suite à une récolte accrue de biomasse. La récolte accrue de biomasse ne concerne que la récolte des compartiments bois qui n'étaient pas récoltés jusqu'à présent, compartiments majoritairement extrêmement concentrés en éléments nutritifs et par conséquent constituant un élément clé du recyclage des éléments nutritifs au sein des écosystèmes forestiers (notion de cycle biologique).

L'objectif du projet INSENSÉ était de produire des indicateurs de sensibilité des sols à une récolte accrue de biomasse qui soient à la fois fiables, peu chers, tout-terrain et confortables.

Cet objectif général s'est décliné en plusieurs étapes scientifiques et techniques :

- identification des variables clés, déterminantes quant à la distribution et l'intensité des impacts observés suite à une récolte accrue de bois, notamment de bois de petit diamètre et de feuillage particulièrement riches en éléments minéraux ;
- identification des systèmes experts utilisés dans d'autres pays forestiers permettant d'analyser et de classer les risques suite à une récolte accrue de bois ;
- une fois les variables clés de la sensibilité identifiées, analyser et calibrer les relations entre ces variables clés d'une part et des indicateurs accessibles aux gestionnaires forestiers d'autre part à l'échelle nationale (gradients de fertilité et climatique les plus vastes possible) ;
- tester l'application de ces relations à l'échelle locale (massif forestier), idéalement sur une maille de 1 à 2 points par ha, maillage souvent utilisé pour définir les règles de gestion (aménagement, plans simples de gestion), et l'appropriation du nouvel système expert par les utilisateurs.

Le test d'appropriation par les utilisateurs réalisé au cours du projet n'a concerné que les 4 critères objectifs : fiabilité, coût, confort et facilité d'emploi sur le terrain. Elles n'ont pas débordé les questions de vocabulaire et de charte graphique même s'il s'agit d'un sujet sensible. Il a été toutefois noté que ces questions de vocabulaire (notion de sensibilité des sols) et de charte graphique (couleurs et symboles associés aux classes de sensibilité) doivent faire l'objet d'une analyse sociologique complémentaire pour améliorer l'acceptabilité des indicateurs et leur mise en œuvre effective. Cet aspect sera abordé de manière approfondie par le projet GERBOISE (GEstion raisonnée de la Récolte de BOIS-Energie). Dans ce rapport, nous continuerons d'employer le terme de "sensibilité des sols" et d'utiliser des couleurs vert (sensibilité faible), jaune (sensibilité moyenne) et saumon (sensibilité forte), n'ayant pas atteint de consensus au sein des groupes de travail autour du projet.

Conformément à son objectif, ce projet a permis d'apporter une information simplifiée sur la manière dont fonctionne la nutrition de l'écosystème. Cet apport d'information est issu d'un compromis entre la fiabilité, le coût du diagnostic, le confort et l'applicabilité sur le terrain (voir figure 1.1). Il n'est donc pas aussi fiable qu'une étude complète des flux en éléments nutritifs qui permettrait d'analyser

en détail et sur le long terme l'impact précis que pourrait avoir l'export des rémanents. Par contre, il est possible d'obtenir un diagnostic sur le terrain, en creusant seulement jusqu'à 25 cm de profondeur et de manière la plus fiable possible en l'état des connaissances actuel.

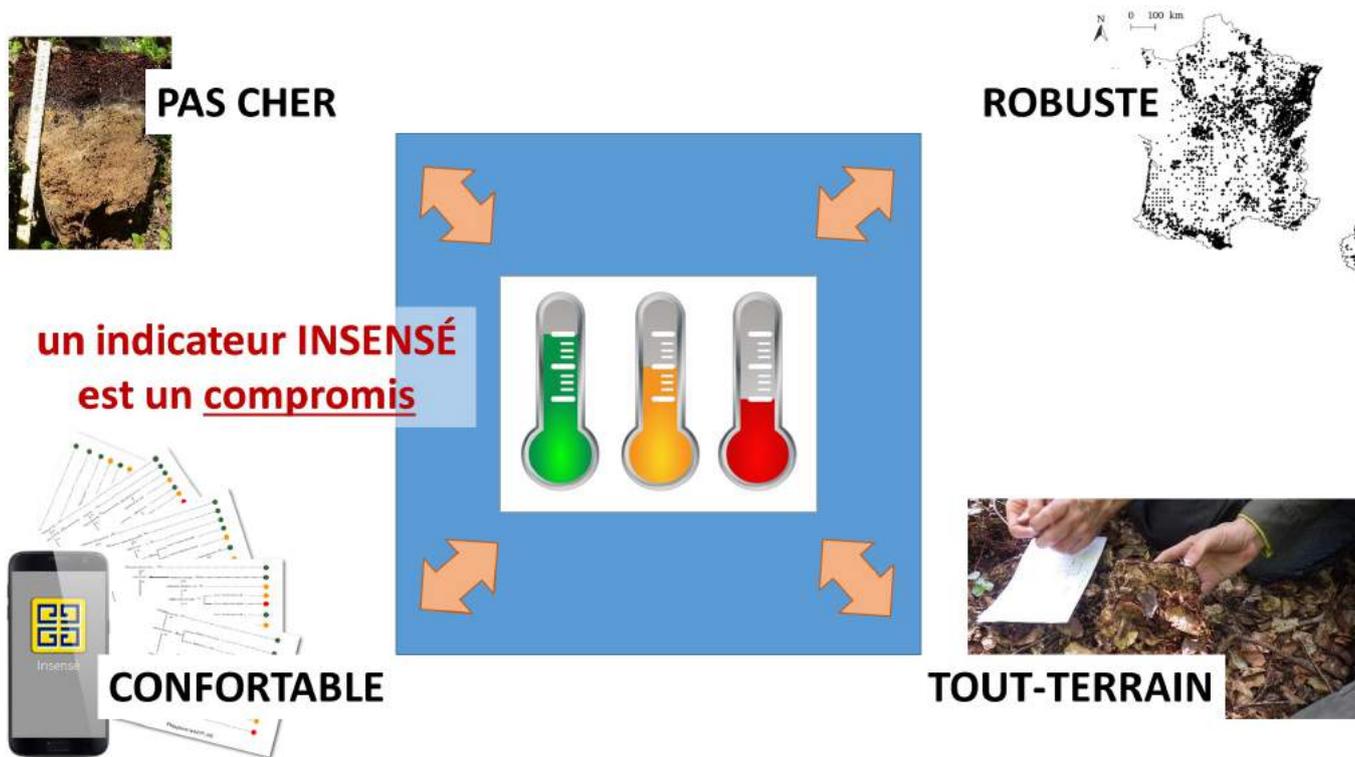


FIGURE 1.1 – Illustration du compromis établi au cours du projet INSENSÉ.

2 Principales étapes et principaux résultats

Le projet INSENSÉ s'est organisé en 5 tâches en forte interaction (voir figure 2.1). La première

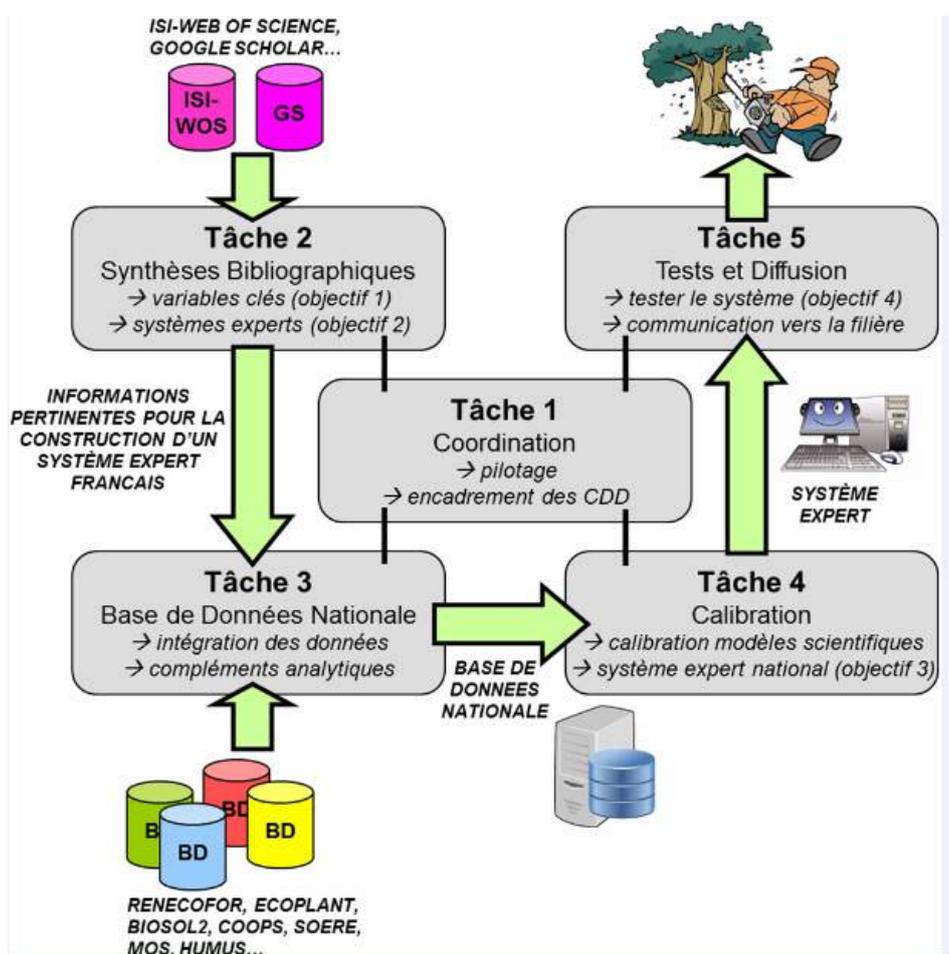


FIGURE 2.1 – Diagramme du projet INSENSÉ : organisation du travail en 5 tâches.

tâche, de coordination, a permis d'optimiser le lien entre les 4 tâches suivantes qui correspondaient à la déclinaison des objectifs scientifiques et techniques :

- tâche 2 : analyse bibliographique des indicateurs de récolte durable de biomasse ;
- tâche 3 : intégration de descripteurs d'écosystèmes forestiers dans une base de données nationale ;
- tâche 4 : identification des fonctions et calibration du système expert d'évaluation ;
- tâche 5 : tests du système d'évaluation – diffusion vers les professionnels.

2.1 Tâche 1 : coordination du projet

Coord. : Laurent Augusto (INRA-Bordeaux science Agro, UMR Intéraction Sol-Plantes-Atmosphère (ISPA)) et Noémie Pousse (ONF, RDI)

Un comité de pilotage a été constitué avec des représentants de :

- chacune des équipes partenaires du projet : INRA-Bordeaux science Agro unité ISPA, INRA unité Biogéochimie des Écosystèmes Forestiers (BEF), université de Lorraine -INRA - AgroParisTech (APT) unité SILVA, ONF RDI ;
- du projet RÉcolte des menus bois en forêt : Potentiel, Impact et Remédiation par Épandage de cendres (RESPIRE) ;
- de l'unité de service INRA dont la mission est de constituer et gérer un système d'information à vocation nationale sur les sols (InfoSol) (INRA) ;
- de la forêt publique et privée française (GIP-ECOFOR, FCBA, IDF, ONF) ;
- du financeur (ADEME)

Il s'est réuni 6 fois sur la durée du projet (4 ans).

Deux post-doctorants ont été recrutés, David Achat pour mener la tâche 2 (voir annexe A) et Félix Brédoire pour mener la tâche 4. Pour la tâche 3, un auto-entrepreneur, Thomas Bronner, a réalisé le développement de l'entrepôt de données (voir annexe D). Deux stagiaires de 6 mois ont participé aux tâches 3 et 5. Pour la tâche 3, Amandine Rémy a étudié les possibilités d'harmonisation entre méthodes d'analyse pour le carbone organique et d'estimation de valeurs manquantes (notion de "complétion") de profils de carbone organique en profondeur à partir des données de surface. Elle a également analysé l'erreur d'estimation du réservoir utile en eau des sols associée à l'erreur d'estimation de la texture (voir annexe E). Pour la tâche 5, Samuel Durante a créé l'indicateur de sensibilité analytique en fonction des résultats des tâches précédentes et en concertation avec les chercheurs partenaires du projet, l'a simplifié à l'aide des données harmonisées au cours des tâches 3 et 4 et a testé son appropriation auprès de futurs utilisateurs (voir annexe G).

2.2 Tâche 2 : analyse et synthèse de la littérature

Coord. : Laurent Augusto (INRA-Bordeaux science Agro, UMR ISPA)

Post-doctorant recruté sur la tâche 2 : David Achat (INRA-Bordeaux science Agro, UMR ISPA)

L'ensemble des publications scientifiques et techniques en lien avec la gestion raisonnée des rémanents et les impacts de leur récolte sur les écosystèmes forestiers rassemblé pour le projet RESOBIO a été ré-analysée par David Achat afin d'en dégager les facteurs explicatifs de l'intensité des impacts observés (voir annexe A pour plus de détails). Une liste d'indicateurs issus de nombreuses publications scientifiques et guides a été compilée (voir pages 34 à 38 de l'annexe A). Notre synthèse a fait apparaître que ces indicateurs sont essentiellement qualitatifs, établis à dire d'expert et rarement validés en conditions réelles. Ils sont le plus souvent en lien avec le risque de perte de fertilité chimique des sols. Il existe quelques indicateurs quantitatifs mais ils sont basés sur peu d'études, menées dans un contexte bien particulier. Ainsi **aucune propriété du sol ou ensemble de propriétés ne ressort comme expliquant l'intensité des impacts suite à une récolte de rémanents de manière systématique, pour tous les contextes** (voir tableau 2.1).

L'exemple le plus flagrant de la complexité à extrapoler des travaux issus d'autres contextes

forestiers au notre est l'indicateur issu des travaux de Tamminen et al. (2012). En effet, les travaux menés en Finlande montrent que plus la litière est épaisse plus les conséquences de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique (stocks en cations alcalin et alcalino-terreux) sont faibles. Cet indicateur ne peut s'appliquer tel quel en contexte tempéré où l'épaisseur de la litière est inversement corrélée avec la fertilité initiale du site (Ponge et al., 2011). Il semble ainsi peu probable qu'un site forestier tempéré à litière épaisse et donc pauvre chimiquement soit moins sensible qu'un site forestier tempéré à litière peu épaisse et donc riche chimiquement. Un certain nombre d'études utilisent des outils complexes pour modéliser la réponse de l'écosystème à un export des rémanents, comme les bilans de fertilité basés sur les flux biogéochimiques (Paré et al., 2002). Cependant ces outils, même s'ils sont plus fiables, ne sont pas simples d'utilisation et requièrent des données d'entrée peu disponible pour les écosystèmes forestiers français (*e.g.* flux d'altération et de drainage).

Les indicateurs en lien avec les risques autres que la perte de fertilité chimique (*e.g.* risque de tassement, risque de perte de biodiversité) n'ont pas été traités dans la suite du travail. En effet, pour ces autres risques, aucun jeu d'indicateurs universels n'a pu également être identifié en se basant sur la littérature et le travail nécessaire pour en créer un justifie un projet pour chacun des risques identifiés. Un travail a pu cependant être mené en collaboration avec trois chercheurs français sur le risque d'érosion hydrique (voir annexe B) afin d'adapter les seuils trouvés dans la littérature à nos contextes français. Le risque de déstockage de carbone organique des sols suite à une récolte accrue de biomasse a été traité de manière distincte par rapport au risque d'appauvrissement chimique (voir annexe C). En effet, l'indicateur de risque de déstockage de carbone identifié dans la littérature (Achat et al., 2015b) peut, dans certains cas, être contradictoire avec celui d'appauvrissement chimique, les sols les plus riches en carbone organique dans l'horizon organo-minéral étant souvent les plus riches en cations alcalins et alcalino-terreux échangeables.

Indicateur	Nature Indicateur ^a	Variable réponse étudiée	Cas de sensibilité (informations quantitatives) Seuil indicateur	Gammes indicateur	Contexte Peuplements	Sols	Climat	Pays	Références
Indicateur de productivité du site : Indice de qualité du site (hauteur en mètres à 100 ans)	C	Perte de croissance après 2 éclaircies	< 32+ 2 15 (faible densité) > 12 (densité moyenne & élevée) > 15	28-34	<i>Picea abies</i> s, peuplements de 50-92 ans (après 1,2 éclaircies)	Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 607-1040 mm/an	6 sites en Finlande, 2 sites en Norvège	Helmsjärvi et al. 2011 (article scientifique)
Indicateur de productivité du site : Indice de qualité du site (hauteur en mètres à 50 ans)	C	Quantité de nutriments exportés lors de récolte "sûre" entier ^b	2 15 (faible densité) > 12 (densité moyenne & élevée) > 15	9-18 15-24	<i>Abies balsamea</i> <i>Populus tremuloides</i> <i>Betula papyrifera</i> , <i>Pinus banksiana</i> , <i>Picea mariana</i>	Dépôts gazeux, texture grossière (Humo-Ferric Podzols) ; sables (Humo-Ferric Podzols) ; argiles glauco-lacustres (Grey Juvisols, Classif. Canadienne)	Température annuelle moyenne = de 0,9 à 1,1 °C	Canada (QC)	Paré et al. 2002 (article scientifique)
Indicateur de productivité du site : accroissement annuel de la biomasse de troncs sans récolte	C	Perte de croissance après coupe rase	< 3 9 tonnes/ha/an	2,5-4,3 tonnes/ha/an	<i>Pinus taeda</i> , peuplement avant coupe rase = 50-55 ans, après récolte = 10 ans	Sols argileux & limono-argileux (Alfisol & Ultisol, USDA)	Précipitations = 1473-1524 mm/an	7 sites aux USA (LA & MS)	Scott & Dean 2006 (article scientifique)
Indicateur de productivité du site : accroissement annuel en volume de troncs	C	Perte de croissance après 2 éclaircies	< 14,7 m ³ /ha/an ^c	7,8-19,3 m ³ /ha/an	<i>Picea abies</i> s, peuplements de 50-92 ans (après 1,2 éclaircies)	Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 607-1040 mm/an	6 sites en Finlande, 2 sites en Norvège	Helmsjärvi et al. 2011 (article scientifique)
Quantité de bois mort tombé (débriés grossiers de diamètre > 7,5-15 cm)	C, P	Perte de nutriments, ...	< 2,5 tonnes/ha	Plantations de pins					
			< 7,4 tonnes/ha ^d	Feuille ("Hardwoods") ou mélanges pins & feuillus					
Epaisseur de la litière	C, P	Perte de nutriments après éclaircies	< 3,9 % surface sol ^e	= 7,4-72 ou 7,4-101 tonnes/ha	Mélanges conifères & feuillus				
			< 1,5 % surface sol ^f	= 0,9 %	Conifères (Cascades, Rocky & Blue Mts)				
Epaisseur du profil du sol	C, P	Perte de nutriments	< 4 cm	2,5-5,5 cm	<i>Pinus sylvestris</i> & <i>Picea abies</i> , peuplements de 50-92 ans (après 1,2 éclaircies)	Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 520-552 mm/an	13 sites en Finlande	Tammiminen et al. 2012 + informations supplémentaires dans Helmsjärvi et al. 2011 (articles scientifiques)
			< 50 cm						
Teneur en nutriments dissolubles / échangeables du sol avant récolte	P	Perte de croissance après coupe rase	< 4,6 mg-P-Mehlich3 /kg	1,8-5,3 mg-P-Mehlich3/kg	<i>Betula papyrifera</i> , <i>Populus tremuloides</i> , <i>Abies balsamea</i> , <i>Pinus banksiana</i> , <i>Picea mariana</i>	Dépôts gazeux minces sur roches (Humo-Ferric Podzols, Classif. Canadienne)	Température annuelle moyenne = de 0,9 à 1,1 °C	Canada (QC)	Paré et al. 2002 (article scientifique)
			< 526-605 mg-Ca-étol/kg	80-880 mg-Ca-étol/kg	<i>Pinus taeda</i> , peuplement avant récolte = 50-55 ans argileux & limono-argileux (Alfisol & Ultisol, USDA), analyses de coupe 0-15 cm				
Teneur en matière organique (classes aromatiques qui reflètent des niveaux relatifs de teneur en MO dans la région étudiée)	P	-	< 44-81 %	teneur très élevée > 12%, élevée = 8-12%, moyenne = 4-8%, faible < 4%	<i>Pinus ponderosa</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Thuja plicata</i> , <i>Abies grandis</i>	Mollisols, Alfisols & Andisols (USDA), 0-30 cm	Précipitations = 635-1500 mm/an	7 sites aux USA (LA & MS)	Kimsey et al. 2011 (article scientifique)
			< 15 cmol/kg						
CEC	P	Acidification	< 15 cmol/kg					USA	Turner et al. 1996; Adams et al. 2000 (article scientifique, synthèse)
pH	P	Acidification	< 4,5					USA	Turner et al. 1996; Adams et al. 2000 (article scientifique, synthèse)
Indice de charge ^g ("rapport entre quantité d'éléments minéraux exportés avec les rémanents et stocks totaux dans la litière)	P, O	Perte de nutriments après éclaircies	2 1 (N, P, K, Ca, Mg)	indice de charge faible = 0,2-0,4, moyen = 0,4-0,7, fort = 0,8 ou > 1	<i>Pinus sylvestris</i> & <i>Picea abies</i> , peuplements de 50-92 ans (après 1,2 éclaircies)	Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 520-652 mm/an	13 sites en Finlande	Tammiminen et al. 2012 + informations supplémentaires dans Helmsjärvi et al. 2011 (articles scientifiques)
Indice de charge ^h ("rapport entre quantité d'éléments minéraux exportés avec la biomasse et stocks disponibles dans le profil de sol)	P, O	Perte de nutriments	2 1 (pour Ca)	stocks sol : 156-6000 kg-Ca-étol/ha ; exportations : 307-1463 kg-Ca/ha	<i>Hardwoods</i>			USA (WV)	Adams et al. 2000 (article scientifique, synthèse)
Bilan entrées-sorties (exportations lors de récoltes, "sûres entières", en % des stocks disponibles ; stocks échangeables sol + litière + dépôts atmosphériques - litière)	O	Perte de nutriments	Durable : < 25-30% (pour P & N), < 50% (pour K, Ca, Mg) ; durable avec restrictions : 30-60% (pour N), 25-40% (pour P), 50-100% (pour K, Ca, Mg) ; pas durable : > 100% (pour K, Ca, Mg), > 60-40% (pour N & P) ; bilan pour une période de rotation de 150 ans						
Bilan entrées - sorties	O	Perte de nutriments	Risque nul : sorties < entrées ; risque faible sorties > entrées de moins de 33% ; risque moyen : sorties > entrées de 33-66% ; risque fort : sorties > entrées de plus de 66%		<i>Betula papyrifera</i> , <i>Populus tremuloides</i> , <i>Abies balsamea</i> , <i>Pinus banksiana</i> , <i>Picea mariana</i>	Dépôts gazeux minces sur roches, texture grossière (Humo-Ferric Podzols) ; sables fluvi-Podzols ; argiles glauco-lacustres (Grey Juvisols, Classif. Canadienne)	Température annuelle moyenne = de 0,9 à 1,1 °C	Canada (QC)	Paré et al. 2002 (article scientifique)

^a La majorité des indicateurs sont plus spécifiquement en lien avec la richesse en nutriments ("fertilité chimique") des sols, mais certains sont liés à la capacité des sols à produire de la biomasse ("fertilité au sens stricte").
^b Nature des indicateurs : C = indicateur contextuel ; P = indicateur lié (ou pouvant être lié) à une propriété du sol ; O = sensibilité évaluée avec un outil/modèle
^c Des relations ont été identifiées pour *Picea abies* mais pas pour *Pinus sylvestris* (deux essences étudiées).
^d Quantités minimales (Dickson et al. 2012) ou moyennes (Davis et al. 2013) dans des forêts non gérées.

TABLEAU 2.1 – Synthèse des indicateurs de sensibilité en lien avec la fertilité (informations quantitatives relevées principalement dans des articles scientifiques ; quelques informations proviennent de guides). Tableau de synthèse 1b de annexe A

2.3 Tâche 3 : construction d'un entrepôt de données commun sur les sols forestiers

Coord. : Ingrid Seynave (université de Lorraine-APT-INRA, UMR SILVA) et Noémie Pousse (ONF, RDI)

2.3.1 Résumé du déroulé de la tâche 3

La finalité de la tâche 3 était de mettre en commun un maximum de sources de données sur les sols forestiers et de construire un entrepôt de données commun harmonisant les données tout en respectant au mieux les protocoles et méthodes d'acquisition de chaque source. Le travail a été réalisé par Thomas Bronner, analyste programmeur (voir annexe D pour plus de détails). Après un audit des différentes sources de données sur les sols forestiers, il a développé un entrepôt de données *Postgresql* constitué de quatre étages :

- étage de chargement des données (étage 1), à ce stade il s'agit juste de lire les sources de données qui sont dans des formats différents selon les sources (bases de données, fichiers csv...).
- étage de structuration et d'encodage des données source en respectant au mieux les protocoles d'acquisition des données (étage 2). Cette étape est plus ou moins importante selon les sources de données, l'état d'avancement dans la structuration des données étant très différent. Les modèles de données ont été conçus pour les données EcoPlant, GIS Coop et RENECOFOR.
- étage d'harmonisation des noms de tables et de champs (étage 3). Pour réaliser cette harmonisation, une nomenclature des noms de tables et de champs a été définie. Le choix a été de privilégier des noms explicites afin de faciliter l'utilisation de l'entrepôt, quitte à obtenir des noms parfois longs.
- étage d'harmonisation des données et de leur organisation (étage 4). Cette étape comprend la correspondance entre les codifications des variables qualitatives, l'harmonisation des unités pour les variables quantitatives et l'agrégation de certaines données dont les méthodes d'acquisition diffèrent trop. Pour cet étage, une seule description et un seul jeu d'analyses physico-chimiques ont été conservées par site considéré comme homogène. Seul cet étage a été utilisé dans la suite du projet.

Un certain nombre d'hypothèses et de choix ont été posés tout au long de la constitution de l'entrepôt de données, et surtout pour les étages 2 et 4. L'intérêt de l'architecture en quatre étages mise en œuvre est de pouvoir revenir sur ces hypothèses et en changer à tout moment. On peut ainsi clairement retrouver à quel moment telle ou telle donnée a été transformée et séparer sans ambiguïté la sauvegarde et la structuration des données collectées sur le terrain du travail scientifique d'harmonisation de données diverses et de construction d'indicateurs.

L'architecture en quatre étages a également permis de garder la traçabilité des sources et de leurs gestionnaires tout au long de la construction de la base de données commune afin de permettre des demandes d'utilisation des données pour d'autres projets. En effet, il n'y a pas eu de transfert de propriété des données dans le cadre du projet INSENSE. Les modalités de demande de données et les règles d'utilisation des données sont donc celles définies par les gestionnaires de la source de données.

2.3.2 Données sources intégrées dans l'entrepôt de données *insense*

L'étage 4 de l'entrepôt de données réalisé par Thomas Bronner rassemble des données descriptives et analytiques sur les sols forestiers français, issues de quatre sources de données :

- **EcoPlant** est une base de données phyto-écologique, construite pour comprendre et modéliser la réponse de la végétation aux conditions écologiques (Gégout et al., 2005). Elle rassemble des données issues de nombreuses études : des catalogues de stations, des thèses, ... L'avantage de

cette source de données est qu'elle contient des informations sur de nombreux sites forestiers (6291 profils de sol). L'inconvénient est que la majorité des profils disponibles n'ont été analysés qu'en surface (premier horizon minéral) et que les protocoles et méthodes d'acquisition de la données sont très hétérogènes.

- **GIS Coop** : le GIS Coop est un groupement d'intérêt scientifique qui réunit les principaux acteurs de la recherche et du développement (APT, CNPF-IDF, CPFA, FCBA, INRA, IRSTEA, ONF) avec pour mission de recueillir et mettre en commun des données sur la croissance des peuplements forestiers. Ces données sont destinées à la construction de modèles de croissance et au développement d'outils de gestion. Les données mises à disposition du projet INSENSÉ correspondent aux descriptions et analyses pédologiques sur fosses des réseaux expérimentaux des GIS Coop Chênes et Douglas (Seynave et al., 2018) (<https://www6.inra.fr/giscoop/>). L'avantage de cette source de données est qu'un même protocole d'acquisition des données a été appliqué sur tous les sites (Seynave et al., 2018). Dans la base *insense* se trouvent les 47 profils décrits et analysés au 1er janvier 2016 sur les réseaux expérimentaux Chênes et Douglas.
- **RENECOFOR** : les données mises à disposition du projet INSENSÉ correspondent aux descriptions et analyses pédologiques des sites de monitoring à long terme des écosystèmes forestiers français (level II) gérés par l'ONF. Dans la base *insense* se trouvent les 102 profils de sol décrits (une seule fosse sélectionnée par site) à l'installation du réseau (1994–1995), les analyses réalisées sur les couches profondes (40–80 et 80–100 cm) de la fosse sélectionnée et les 102 moyennes d'analyses par site et couches (0–10, 10–20 et 20–40 cm) de la deuxième campagne d'échantillonnage (2007–2012). Tous les sites ont été décrits et analysés selon le même protocole (Brêthes and Ulrich, 1997). Certains changements de propriétés de sol ont été mises en évidence entre les deux campagnes d'échantillonnage (Jonard et al., 2017), mais le classement entre sites n'est pas affecté par ces changements (Achat et al., 2018), ce qui nous a permis de conserver les données les plus complètes de chaque campagne.
- **Donesol** : les données issues de cinq réseaux expérimentation ou d'observation (BioSoil, Réseau expérimental "Matières Organiques des Sols" (MOS), ALTER, RRP Indre, catalogue forestier du Perche) déjà saisies dans la base de données sol nationale Donesol (INRA, US 1106 InfoSol, 2015) ont été mises à disposition du projet INSENSÉ, représentant un total de 773 profils de sol. Les études ALTER et MOS rassemblent des descriptions et analyses de profils de sol de sites expérimentaux :
 - MOS : réseau "Matières Organiques des Sols", ce réseau a pour objectif d'étudier sur le long terme les effets de manipulations des retours de matière organique aux sols forestiers (Akroume, 2014; Akroume et al., 2016). Il est coordonnée par l'unité BEF (INRA).
 - ALTER : réseau d'essais expérimentaux sur les ALTERnatives aux herbicides en Forêt, coordonné par l'équipe RENFOR RDV (<https://www6.inra.fr/renfor/>) de l'INRA, en collaboration avec l'ONF, le FCBA, la Compagnie des Landes et l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace.

Les études RRP Indre et catalogue forestier du Perche rassemblent les descriptions et analyses des profils de sol forestier types des unités cartographiques, mises à disposition du projet par la chambre d'agriculture de l'Indre et François Charnet (IDF), respectivement. L'étude BioSoil France correspond au réseau d'observation des écosystèmes forestiers de niveau I, ce réseau a fait l'objet de deux campagnes de descriptions et analyses des sols. De la même manière que pour le réseau RENECOFOR, les données les plus complètes ont été conservées pour le projet INSENSÉ, après avoir vérifié la cohérence spatiale et temporelle des descriptions de sol dans la mesure du possible. Ainsi, les descriptions des profils faites lors de la première campagne (Badeau et al., 1999) converties au format Donesol par Joseph Levillain (INRA) et les analyses de sol réalisées lors de la deuxième campagne (Hiederer et al., 2011) mises à disposition du projet par le Département de la Santé des Forêts (DSF) ont été intégrées dans la base de données *insense*.

Au total, pour 7213 profils et 23 379 horizons, 82 variables de description du profil et 42 variables de description des horizons pédologiques ont été harmonisées (noms de tables et des champs, codes et structure) et 13 032 échantillons ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques. La majorité des échantillons analysés ont été collectés dans la couche ou l'horizon de surface. Les principaux paramètres analysés sont le pH, les concentrations en carbone organique, azote total et cations échangeables et la répartition granulométrique. Les données sol ont été principalement collectées sous feuillus (principales essences concernées : Hêtre, 1191 profils ; Chêne sessile, 1093 profils ; Chêne pédonculé, 698 profils ; Charme, 573 profils). Sous résineux, les principales essences sont : Sapin pectiné (724 profils) ; Épicéa (259 profils) ; Pin sylvestre (219 profils). Ils sont répartis sur toute la France, même si la densité de profils est plus élevée dans le quart Nord-Est que pour le reste de la France (voir figure 2.2).

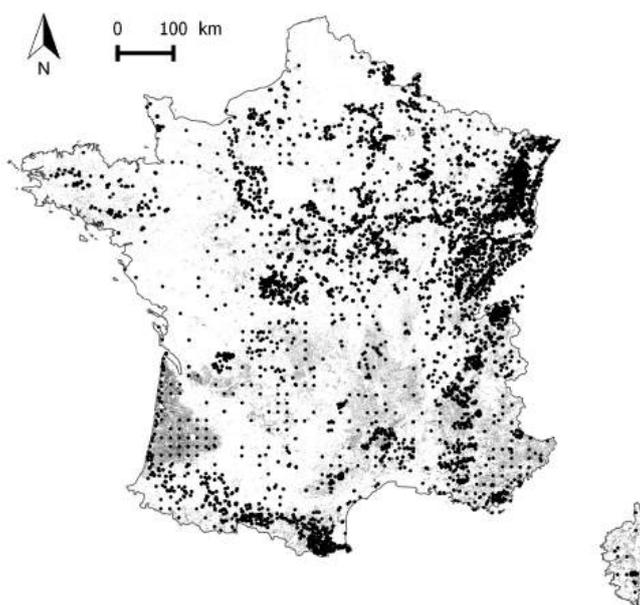


FIGURE 2.2 – Répartition spatiale des points de l'entrepôt de données *insense* (points noirs), le fond grisé correspondant à usage des sols forestiers selon CORINNE Land Cover 2012 (MEDDE/CGDD/SOeS).

2.3.3 Formalisation des demandes d'autorisation d'utilisation de données sur les sols forestiers

Il n'y a pas eu de transfert de propriété des données dans le cadre du projet INSENSÉ. Les modalités de demande de données et les règles d'utilisation des données sont donc celles définies par les gestionnaires de chaque source de données. Nous détaillons dans ce document la démarche à suivre pour de potentielles utilisations de cet entrepôt ultérieures au projet INSENSÉ. Le travail d'harmonisation des données a uniquement porté sur les données de description et d'analyse des sols (pour certaines sources, d'autres données sont disponibles, sur les peuplement et la flore notamment, et n'ont pas été intégrées à l'entrepôt *insense*). L'entrepôt *insense* est donc intéressant dans le cadre d'un projet mobilisant les données sol d'au moins 2 des 4 sources. Deux cas de figure doivent être distingués :

- La demande ne concerne que l'une des 4 sources de données
- La demande concerne au moins 2 sources de données

Demande ne concernant qu'une des 4 sources de données Dans le cadre d'une utilisation seulement d'une de ces 4 sources, le demandeur doit adresser sa demande au(x) gestionnaire(s) de la

source. La demande se fait alors selon les modalités définies par ces gestionnaires, et le traitement de la demande est réalisé par les gestionnaires de la source de données.

- **EcoPlant** : les données mise à disposition du projet INSENSÉ consiste en 126 études (sur les 152 existantes au 01/01/2017) et 6291 profils de sol. Les données flore de la base EcoPlant n'ont pas été mises à disposition pour le projet INSENSÉ. Contacts :
Ingrid Seynave (ingrid.seynave@inra.fr) et Jean-Claude Gégout (jean-claude.gegout@agroparistech.fr), UMR INRA - APT - Université de Lorraine, SILVA.
- **Gis Coop** : les données mises à disposition ne concernent que 47 profils pédologiques disponibles au démarrage du projet INSENSÉ. D'autres profils sont disponibles ainsi que des données dendrométriques et des données de flore. Les demandes d'autorisation sont à adresser aux groupes Chênes, Douglas et CoopEco. Un formulaire de demande de données est à remplir et la charte d'utilisation des données est à signer pour toute demande d'utilisation de données du GIS Coop. Ces documents sont téléchargeables sur le site internet du GIS Coop (<https://www6.inra.fr/giscoop/>)
Contacts :
 1. Groupe CoopEco : Ingrid Seynave (ingrid.seynave@inra.fr), UMR INRA - APT - Université de Lorraine, SILVA ;
 2. Groupe Chêne : Claudine Richter (claudine.richter@onf.fr), ONF département RDI, Fontainebleau ;
 3. Groupe Douglas : Priscilla Cailly (priscilla.cailly@fcba.fr), FCBA.
- **RENECOFOR** : les demandes d'autorisation sont à adresser à l'ONF, d'autres données (flore, dendrométrie...) sont également disponibles mais n'ont pas été intégrées à l'entrepôt *insense*. Contact : Manuel Nicolas (manuel.nicolas@onf.fr), ONF département RDI, Fontainebleau.
- **Donesol** : Pour chacune des cinq réseaux, un gestionnaire et/ou des auteurs différents doivent être contactés pour toute demande d'autorisation. Contacts :
 1. BioSoil : DSF (une charte est à signer) ;
 2. MOS : Laurent Saint-André, UR INRA BEF (laurent.saint-andre@inra.fr) et Noémie Pousse (noemie.pousse@onf.fr), ONF département RDI, Nancy ;
 3. ALTER : Catherine Collet (catherine.collet@inra.fr), UMR INRA - APT - Université de Lorraine, SILVA et Noémie Pousse (noemie.pousse@onf.fr), ONF département RDI, Nancy ;
 4. RRP Indre : Joël Moulin (j.moulin@indre.chambagri.fr), chambre d'Agriculture de l'Indre ;
 5. catalogue forestier du Perche : François Charnet (francois.charnet@cnpf.fr) CNPF-IDF.

Demande concernant au moins 2 des 4 sources de données Les gestionnaires de la base *insense* s'engagent :

- à relayer la demande auprès des gestionnaires des différentes sources de données,
- sous réserve d'accord, à réaliser les extractions de données correspondant à la demande et à l'autorisation obtenue,
- à actualiser la base *insense* si les bases de données sources n'ont pas été modifiées dans leur structure (c'est-à-dire si seulement des lignes de données ont été ajoutées dans les sources sans ajouts/suppression/modification de champs ou tables) et si les scripts sont utilisables en l'état (sans travail conséquent d'adaptation).

2.3.4 Travail prospectif concernant l'harmonisation des méthodes d'analyse du carbone organique, des profondeurs d'échantillonnage et des méthodes d'estimation du réservoir utile des sols

Le travail réalisé pour la construction de l'entrepôt de données *insense* a permis une première étape d'harmonisation : toutes les données issues d'analyse de sol sont incluses dans une même table, pour une même variable, les unités sont identiques et l'identification des méthodes d'analyses est harmonisée. Cependant, une deuxième phase d'harmonisation est nécessaire pour plusieurs raisons :

- pour un même élément les méthodes d'analyses varient entre les bases de données sources, voire au sein d'une base de données source ;
- les méthodes de prélèvement d'échantillon de sols diffèrent selon les sources : ils ont pu être réalisés par horizon pédologique ou à profondeur fixée ;
- il existe des données manquantes : dans la mesure où le plus souvent, tous les horizons d'un profil n'ont pas fait l'objet d'un prélèvement puis d'une analyse.

Un travail prospectif concernant l'harmonisation des méthodes d'analyse du carbone organique, des profondeurs d'échantillonnage et des méthodes d'estimation du réservoir utile des sols a été mené en parallèle de la création de la base de données *insense* par Amandine Rémy lors de son stage de fin d'étude d'ingénieur agronome (voir annexe E pour plus de détails).

Ces questions d'harmonisation entre méthodes d'analyse et d'estimation de valeurs manquantes (notion de "complétion") sont inévitables lors de la mise en commun de données pédologiques soumises à l'évolution des techniques de mesure et à l'absence de protocole de description standard. Les résultats de ce travail prospectif, réalisé sur les sources de données BioSoil et RENECOFOR, montrent :

- qu'il est raisonnable de combiner des réservoirs utiles en eau des sols (mm d'eau retenu par cm de sol) prédits par une fonction de pédotransfert (fonction qui permet d'estimer une variable pédologique "complexe" comme la capacité de rétention en eau à partir de variables pédologiques plus simples comme la classe de texture) à partir de classe de texture estimées au toucher sur le terrain avec d'autres estimés à partir de classes de texture réelles dérivées d'analyses granulométriques. L'erreur commise lors de l'estimation de la classe de texture au toucher est élevée, elle est plus élevée pour un triangle de texture à 15 classes que pour un triangle à 5 classes. Cependant, l'impact de cette erreur d'estimation sur la prédiction des propriétés hydriques des sols est faible car il est rare que l'opérateur se trompe de plus de 1 à 2 classes de texture. De plus, la principale source d'incertitude est la fonction de pédotransfert elle-même, les résultats d'estimation variant beaucoup entre fonctions de pédotransfert.
- qu'il est possible d'améliorer la relation entre les quantités de carbone organique extraites par la méthode Anne et celles obtenues par combustion sèche en prenant en compte les concentrations en oxydes et hydroxydes de fer et aluminium, surtout pour les teneurs élevées en carbone organique ;
- qu'il n'est pas raisonnable de prédire l'évolution en profondeur du carbone organique à partir de sa concentration dans les 10 premiers cm de sol et des descripteurs de sol (forme d'humus, essence principale...). Beaucoup de profils montrent une décroissance exponentielle des teneurs en carbone organique avec la profondeur, qui peut être prédite à partir de sa concentration dans les 10 premiers cm de sol avec une erreur faible. Cependant certains profils sont très atypiques (re-augmentation en profondeur des concentrations en carbone organique) et il n'a pas été possible d'identifier les facteurs expliquant cette population atypique.

En complément de ce travail prospectif, les chercheurs de la tâche 2 ont observé qu'il existait peu de références concernant la sensibilité des sols à un export de rémanents pour un élément nutritif pourtant essentiel : le phosphore. Les chercheurs de la tâche 3 ont identifié qu'une des principales lacunes de la base de données *insense* était le faible nombre d'échantillons disposant d'analyses de phosphore, ainsi que la grande diversité des méthodes d'analyse pour cet élément. Une collaboration entre les chercheurs de ces deux tâches a ainsi porté sur les méthodes d'analyses du phosphore des sols

et a abouti à la publication d'un article dans une revue internationale (Achat et al., 2016). Ce travail a permis d'établir des relations entre les principales méthodes d'analyse du phosphore et la quantité de phosphore isotopiquement échangeable (déterminé par traçage et dilution isotopique, proxy du phosphore réellement disponible pour la végétation) à partir d'analyses réalisées par David Achat sur les 102 échantillons de surface du réseau RENECOFOR (couche 0–10cm, 2ème campagne).

2.4 Tâche 4 : analyse des déterminants de la fertilité des écosystèmes forestiers telle qu'indiquée par le peuplement

Coord. : Arnaud Legout (INRA, UR BEF)

Post-doctorant recruté sur la tâche 4 : Félix Brédoire (INRA, UR BEF)

En l'absence d'indicateur universel identifié au cours de la tâche 2, il a paru essentiel d'explorer les relations entre la fertilité des sites vue par les peuplements et les propriétés des sols. En effet, la sensibilité des sols à un export de rémanents peut être reliée à la capacité de production des peuplements forestiers (Scott and Dean, 2006; Paré et al., 2002), cette dernière étant liée aux conditions environnementales de la station, en particulier climatiques et édaphiques.

Cette exploration avait pour objectif d'identifier les déterminants de la fertilité pour les écosystèmes forestiers français, de modéliser cette fertilité, d'identifier des niveaux de fertilité qui pourraient permettre de classer les sites selon leur fonctionnement pour ensuite en déduire des seuils de sensibilité théoriques aux exportations de biomasse.

La fertilité des écosystèmes forestiers a souvent été étudiée via la modélisation de l'indice de fertilité (ou *site index* en anglais, qui est la hauteur dominante du peuplement pur à un âge donné, généralement 100 ans). Jusqu'à présent, ce sont souvent des paramètres climatiques qui ont servi à construire les modèles de prédiction de l'indice de fertilité et ce avec des performances relativement satisfaisantes selon les essences. Du fait de la faible disponibilité des données « sol » dans les bases de données sur les peuplements forestiers utilisées pour cette modélisation de l'indice de fertilité (par exemple, base de l'IFN), quelques paramètres dérivés d'informations géo-spatialisées ou bio-indiquées, elles-mêmes issues de modèles aux performances variables, ont pu être utilisés en sus du climat et améliorer substantiellement la performance des modèles. C'est le cas notamment du pH bio-indiqué (e.g. Seynave et al. (2005)). Un de nos objectifs était donc de savoir en quoi l'ajout de facteurs « sol » réellement mesurés à l'échelle du territoire pouvait améliorer la performance des modèles de fertilité.

Afin de mener à bien ce travail de compréhension et modélisation de la fertilité des peuplements forestiers, nous avons dû élargir les possibilités offertes par l'entrepôt de données *insense*. Une demande supplémentaire a été adressée aux gestionnaires des sources de données pour accéder aux données dendrométriques des peuplements quand elles étaient disponibles (Gis Coop, RENECOFOR, BioSoil). L'indice de fertilité classiquement utilisé n'étant toutefois pas calculable à partir de ces dernières, nous avons défini un nouvel indicateur de fertilité basé sur hauteurs des peuplements ($H_0:H_{moy}$, qui est le rapport entre la hauteur dominante du peuplement sur la hauteur moyenne à l'échelle nationale des peuplements pour la même essence et le même âge). La base de données n'était pas directement utilisable pour la conduite de la tâche 4 et nous avons dû commencer par un long travail de préparation (nettoyage, complétion et harmonisation des données). Finalement, le travail de recherche a pu être mené sur les relations entre la fertilité des peuplements forestier français (indicateur $H_0:H_{moy}$) et les paramètres climatiques principaux associées à des mesures ou estimations précises de paramètres physico-chimiques du sol, ces derniers ayant été notamment synthétisés pour différentes épaisseurs de sol (voir annexe F pour plus de détails).

Les régressions PLS conduites sur les 536 profils (où l'information $H_0:H_{moy}$ est présente) et en utilisant les variables pédologiques pour la tranche 0–10 cm, mettent en évidence des relations

significatives entre quelques variables d'ordre topographique, climatique et pédologique et notre indicateur de fertilité. Les variables qui contribuent significativement à expliquer la variabilité de $H_0:H_{moy}$ sont les suivantes : altitude, température moyenne annuelle, profondeur de sol, teneur en argile, pH eau, C organique, N total, Ca-Mg-K échangeables et le taux de saturation de la CEC (S/T). Les résultats issus des PLS sur les autres tranches de sols (0–30 cm, 0–enracinement) sont similaires et convergent avec ceux obtenus par les autres approches mises en œuvre pour explorer les déterminants de la fertilité (régressions linéaires, corrélations...). Notons néanmoins que les relations entre les variables significatives mentionnées ci-avant et le $H_0:H_{moy}$ sont souvent très lâches (faibles corrélation, bruit fort) et parfois inverses à celles décrites dans la littérature. La stratification mise en œuvre (pH et zone climatique), dont l'objectif était de déconvoluer plus explicitement les déterminants de la fertilité, a permis d'affiner certaines relations existantes sur la population globale, mais n'a pas réellement permis de mettre en évidence des déterminants ou des relations spécifiques à certaines strates. Le faible nombre de profils de sols participant à cette recherche de déterminant peut en partie expliquer ce constat.

Un classement des variables significatives (résultats des PLS) a ensuite été réalisé pour mettre en évidence le caractère attendu ou non de la relation entre les variables mentionnées ci-avant et le $H_0:H_{moy}$. Pour les variables topographiques et climatiques, les relations sont celles décrites dans la littérature (e.g. négative pour l'altitude, positive pour la température) et participant aux modèles existants prédisant les indices de fertilité (e.g. *site index*). Excepté pour la profondeur de sol et le C:N, ce n'est pas le cas des variables pédologiques intégrées à cette étude : les relations sont inverses à celles décrites dans la littérature. A titre d'exemple, des relations négatives existent entre le pH eau, le S/T, les cations nutritifs (Ca, Mg, K) et le $H_0:H_{moy}$. Ces relations inattendues sont observées pour la population globale et pour la majorité des différentes strates.

Les travaux menés dans le cadre de la tâche 4 mettent en évidence qu'il n'est pas possible à ce jour de correctement modéliser la fertilité (vue par le peuplement) à partir des données disponibles dans l'entrepôt *insense*. L'objectif premier de cette tâche était d'identifier les déterminants de la fertilité pour les écosystèmes forestiers français, de modéliser cette fertilité afin de l'intégrer dans l'évaluation de la sensibilité des écosystèmes aux exportations de biomasses. Au vu des résultats obtenus, il ne paraît pas raisonnable d'utiliser directement les relations inattendues décrites pour évaluer la fertilité et rendre compte de la sensibilité des écosystèmes à l'exportation de biomasse. Cependant, les relations négatives observées entre la richesse chimique du sol (vue par le pH, S/T, cations nutritifs) et le $H_0:H_{moy}$ ne signifie pas que la richesse chimique ne doit pas participer à l'évaluation de la sensibilité des écosystèmes à l'exportation de biomasse. En effet, la faible richesse chimique du sol peut être révélatrice d'une prépondérance des composantes BIOlogique (restitutions par les litières, récréation, etc.) et/ou BIOchimique (transferts internes à la plante) des cycles : la gestion des exportations de biomasse est alors cruciale dans ces contextes, puisque la nutrition des peuplements repose majoritairement sur la composante BIOlogique des cycles. Par ailleurs, il ressort de ces travaux que la profondeur du sol se révèle être un paramètre pertinent et significatif permettant d'expliquer la fertilité et devant donc être pris en compte dans l'évaluation de la sensibilité.

Des améliorations substantielles de la base de données pourraient permettre une modélisation plus robuste de la fertilité des peuplements forestiers, voire permettre de mieux comprendre les relations trouvées ici et qui semblent contre-intuitives. Il est clair que l'augmentation de la densité d'échantillonnage couplant des données peuplement et sol sera bénéfique. En ce qui concerne les données sol, la standardisation des protocoles analytiques et une meilleure prise en compte du profil de sol sur des épaisseurs excédant 10 cm serait souhaitable. Pour ce qui est des données de description des peuplements, la systématisation et la standardisation des mesures de hauteurs dominantes et des âges, couplées à de meilleurs renseignements sur leur structure (en terme d'espèces présentes et d'espèces dominantes) ainsi que de leur conduite, serait souhaitable. La constitution d'une telle base pourrait se faire sur le long terme, par exemple dans le cadre de l'inventaire forestier national.

Un article scientifique reportant les principaux résultats de cette tâche est actuellement en

préparation.

2.5 Tâche 5 : définition et simplification d'un indicateur de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des écosystèmes forestiers

Coord. : Noémie Pousse (ONF, RDI)

Cette tâche a permis de définir, simplifier et tester l'appropriation d'un indicateur de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des écosystèmes forestiers, elle a été menée par Samuel Durante dans le cadre de son stage de fin d'étude d'ingénieur APT (voir annexe G pour plus de détails). En effet, au vu des résultats de la tâche 2 et de la tâche 4, nous avons choisi de revenir aux concepts de cycles biogéochimiques (voir figure 2.3) et de chercher un proxy de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des peuplements. Si la nutrition du peuplement dépend principalement du recyclage biologique des éléments nutritifs (remobilisation foliaire avant sénescence du feuillage, retour via les chutes de litières et leur minéralisation...), un changement dans ce cycle biologique via l'export des rémanents va impliquer une modification drastique de cette nutrition. Cette approche permet de s'affranchir des besoins des essences, même une essence frugale, si elle dépend essentiellement des cycles biologiques pour sa nutrition, sera affectée par un export supplémentaire de biomasse. De plus, cela permet d'être plus précautionneux dans des cas de forte croissance du peuplement assurée via un recyclage biologique efficace des éléments nutritifs. Cependant, mesurer tous les flux entrant et sortant de l'écosystème pour quantifier les principales sources de nutrition est complexe et inaccessible aux gestionnaires.

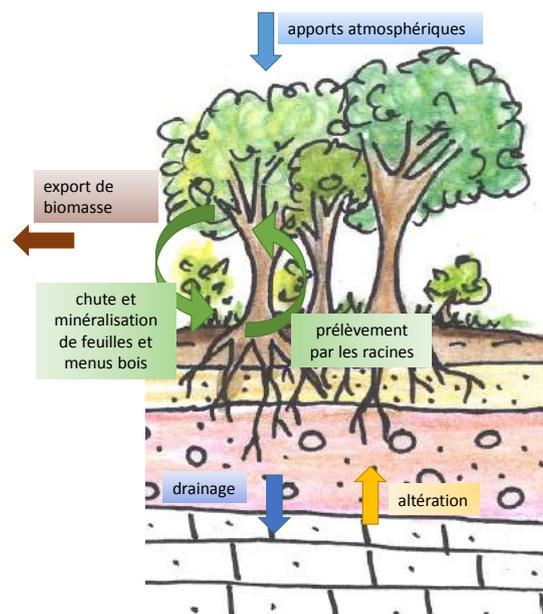


FIGURE 2.3 – Les cycles biogéochimiques : illustration des principaux flux d'éléments dans l'écosystème forestier.

Définition d'un indicateur de sensibilité basé sur les analyses chimiques de sol

Le proxy de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des écosystèmes forestiers retenu, au vu de la littérature sur le sujet, est la concentration de surface du sol en cinq éléments nutritifs. En effet :

- le prélèvement des cations échangeables a lieu essentiellement dans les horizons de surface (van der Heijden et al., 2015) ;
- les propriétés de l'horizon minéral de surface intègrent le résultats des cycles biologiques (interface entre de nombreux flux) (Jobbágy and Jackson, 2001; Wardle et al., 2004) ;
- la remobilisation foliaire des principaux éléments nutritifs est fortement corrélée à leur concentration en surface du sol (Achat et al., 2018).

Nous faisons donc l'hypothèse que l'écosystème forestier est sensible à un export supplémentaire de biomasse si la concentration en éléments nutritifs dans les 10 premiers cm du sol est faible. Si cette concentration est forte, alors le concept de recyclage biologique conduit à faire l'hypothèse que l'écosystème est peu sensible.

Nous sommes conscient qu'une concentration faible en éléments nutritifs peut être observée en surface alors que la nutrition du peuplement peut dépendre d'autres sources comme une source minérale profonde (Bedel et al., 2016). Dans ces cas là, notre indicateur basé sur la concentration en éléments nutritifs dans les 10 premiers cm du sol conduit à sur-estimer la sensibilité de l'écosystème à un export de rémanents. Cependant, nous ne disposons pas d'assez de données et de références pour distinguer ces cas, rares, et nous trouvons qu'il est plus précautionneux de classer un tel sol comme sensible, à cause notamment de sa faible capacité de rétention des éléments prélevés en profondeur et ramenés en surface via le cycle biologique. Nous n'avons pas trouvé de références sur des cas de fortes concentrations en surface qui serait la conséquence d'une prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition du peuplement, mais nous ne pouvons pas non plus exclure cette possibilité qui mènerait à sous-estimer la sensibilité réelle. L'hypothèse choisie dans ce travail est donc la plus pertinente en l'état actuel des connaissances et des données scientifiques mais c'est une hypothèse, elle évoluera donc au fil des nouvelles connaissances.

Des indicateurs de sensibilité analytique (se basant sur la concentration mesurée de surface du sol en cinq éléments nutritifs) ont été définis pour chacun des cinq éléments (calcium, magnésium, potassium, phosphore et azote) en prenant des seuils de la littérature (Bonneau, 1995; Augusto et al., 2000) pour définir trois niveaux de sensibilité par élément (faible, moyenne, forte). Les valeurs associées aux seuils sont confirmées pour les éléments calcium, phosphore et azote par une étude menée par les chercheurs des tâches 2 et 5 sur les facteurs expliquant la remobilisation foliaire des principaux éléments nutritifs (Achat et al., 2018). Par contre, pour le magnésium et le potassium, les seuils issus de cette étude sont inférieurs à ceux issus de Bonneau (1995); Augusto et al. (2000) (voir figure 2.4). Une modification des seuils pour l'indicateur de sensibilité analytique implique de modifier les clés de détermination à partir des descripteurs de terrain, cette actualisation devra être faite en fonction des nouvelles connaissances.

Afin d'étudier l'impact de la profondeur prospectable sur le classement, nous avons comparé les classes de sensibilité obtenues à partir des concentrations 0–10 cm avec celles obtenues à partir des stocks sur l'ensemble du profil prospectable de sol. Pour des profondeurs prospectables inférieures à 25 cm, considérer la concentration en éléments nutritifs de 0 à 10 cm de profondeur mène à une sous-estimation de la sensibilité en comparaison à l'approche sur l'ensemble du profil. C'est pourquoi, cet effet a été pris en compte dans le diagnostic final.

Une sensibilité combinée a également été définie afin de pouvoir associer le diagnostic de sensibilité établi aux recommandations en cours de discussion au sein du projet GERBOISE (GEstion raisonnée de la Récolte de BOIS-Energie). Plusieurs méthodes de combinaison ont été testées et celle qui semble

convenir à la majorité des cas est une simple moyenne des sensibilités élémentaires. Cependant, dans certains cas, la sensibilité combinée moyenne peut cacher une hétérogénéité dans les sensibilités élémentaires. La sensibilité combinée peut alors être considérée comme partielle et nous conseillons à l'utilisateur de regarder les sensibilités élémentaires pour affiner son choix mais les recommandations associées sont celles de la classe de sensibilité moyenne. Dans tous les cas, il a été choisi de conserver l'information sur les sensibilités élémentaires en plus de la sensibilité combinée afin de permettre aux forestiers de choisir en ayant à disposition un maximum d'informations, malgré trois niveaux de recommandations seulement. En effet, dans certains contextes l'option d'amender/fertiliser pour compenser ou re-dynamiser l'écosystème peut être considérée et va changer l'interprétation d'une sensibilité forte pour tel ou tel élément.

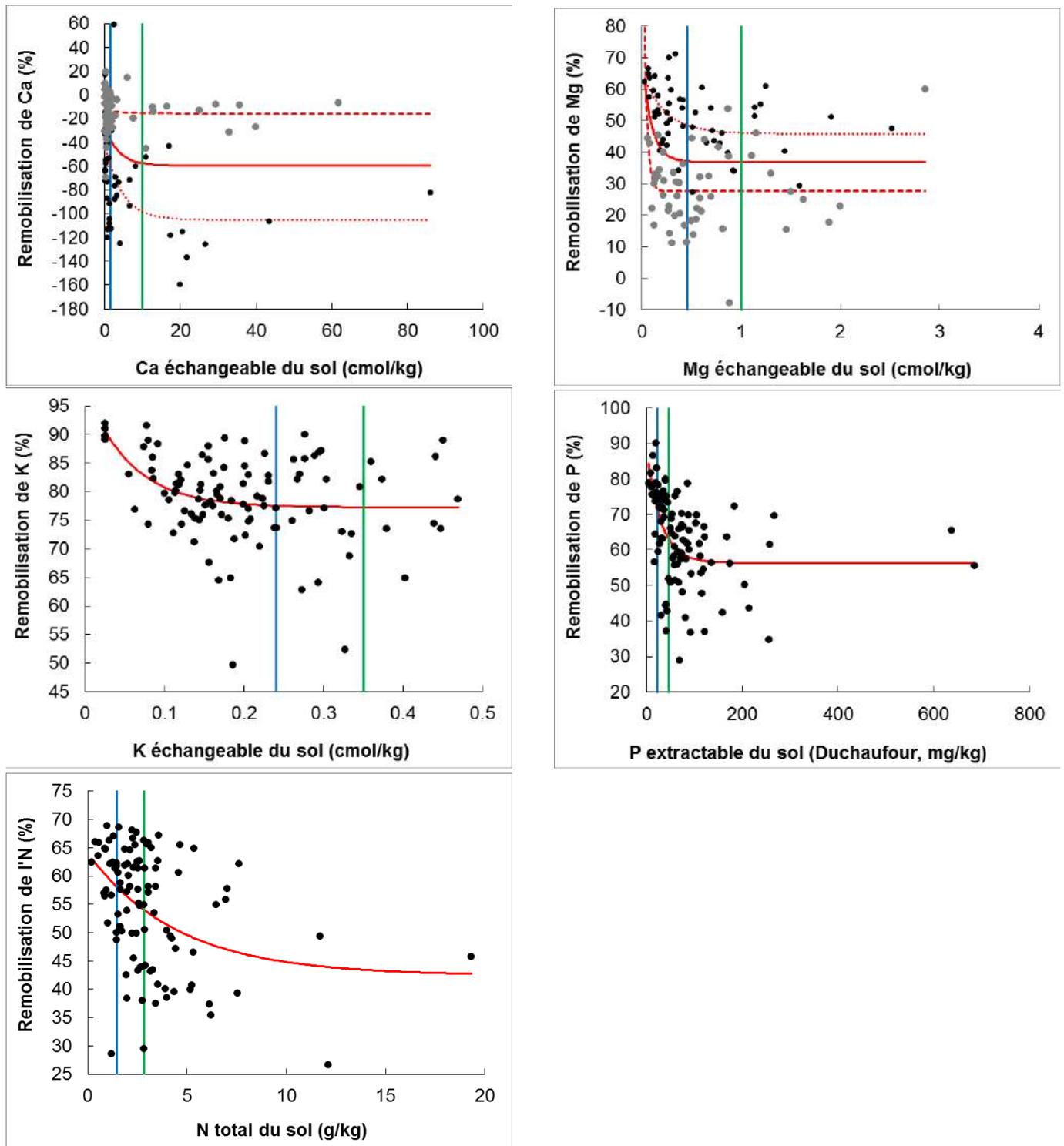


FIGURE 2.4 – Remobilisation foliaire des éléments calcium, magnésium, potassium, phosphore et azote en fonction de leur concentration dans la couche 0–10cm (en noir : toutes essences confondues ou essences sempervirentes, en gris : essences caducifoliées)(Achat et al., 2018), comparaison avec les seuils retenus pour l’outil de diagnostic INSENSE (en bleu : seuil distinguant les sensibilité forte des sensibilité moyennes, en vert : seuil distinguant les sensibilités moyennes des sensibilités faibles).

Simplification de l'indicateur de sensibilité basé sur les analyses chimiques de sol

Une fois que les sensibilités analytiques élémentaires et combinées ont été calculées pour tous les profils de la base de données *insense* où l'information était disponible (3 275, 3 334, 3 318, 643 et 3 185 profils pour le calcium échangeable, magnésium échangeable, potassium échangeable, phosphore total et azote total respectivement), les descripteurs les plus pertinents pour prédire les sensibilités élémentaires ont été sélectionnés et des clés de détermination à partir de ces descripteurs ont été construites manuellement (voir figure 2.5). Ces clés de détermination prennent en entrée seulement cinq descripteurs terrain et ne nécessitent de ne creuser que jusqu'à 25 cm (voir : livret terrain de diagnostic). Elles permettent de prédire les sensibilités élémentaires pour le calcium échangeable, magnésium échangeable, potassium échangeable, phosphore total et azote total. La comparaison avec l'outil existant (Cacot et al., 2006) sur des jeux de données indépendants montre que l'outil INSENSÉ a d'aussi bonnes performances globales pour les cations échangeables mais améliore fortement la détection des sols réellement sensibles et des sols réellement peu sensibles (diminution du nombre de faux positifs et de faux négatifs). Pour le phosphore et l'azote, les performances de l'outil INSENSÉ sont meilleures que l'outil existant mais restent très mitigées, notamment à cause des différences de méthode d'analyse pour le phosphore et du plus faible pouvoir explicatif des descripteurs de terrain pour ces deux éléments par rapport aux cations échangeables.

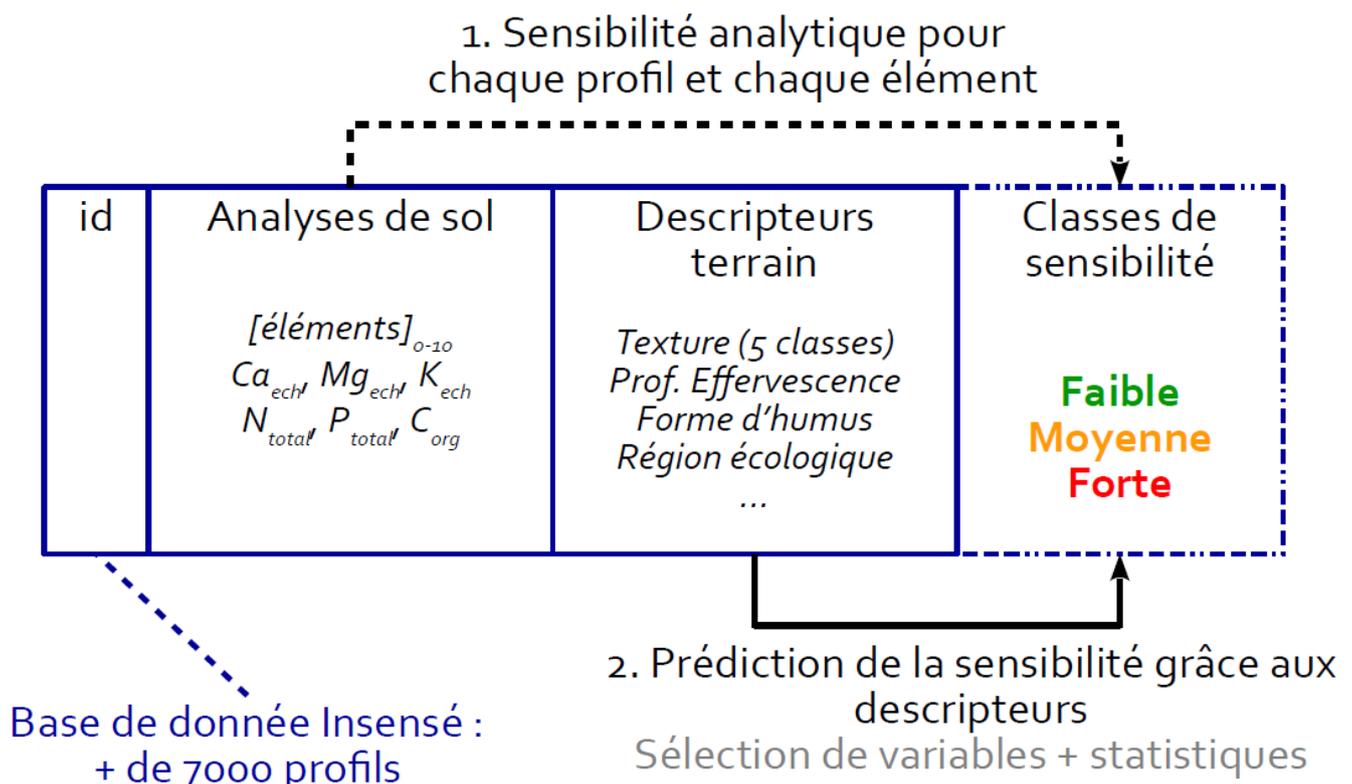


FIGURE 2.5 – Construction du système expert de diagnostic INSENSÉ.

3 Description du système d'indication de la sensibilité des sols forestiers à une récolte accrue de biomasse et application du diagnostic aux données de l'Inventaire Forestier National (IFN)

3.1 Description du diagnostic de sensibilité INSENSÉ

Le système expert de diagnostic de sensibilité des sols à un export supplémentaire de biomasse obtenu nécessite de déterminer la forme d'humus, la texture à 10 cm de profondeur, la GRECO (Grande Région ÉCOlogiques, définies par l'IFN, voir : <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique211>), la profondeur prospectable et d'apparition de l'effervescence avec un seuil à 25 cm de profondeur. Quelque soit la forme finale de l'outil et l'utilisation qui en est faite, la chaîne globale de traitement de l'information est la même (voir figure 3.1). Deux sources de données sont possible pour réaliser le diagnostic de sensibilité : un relevé terrain (voir : livret terrain de diagnostic, N.B. : le protocole et les clés d'aide à la détermination des formes d'humus et des classes de texture ont été retravaillées depuis la fin de stage de Samuel Durante, elles remplacent celles disponibles dans son rapport de stage en annexe G) ou des données existantes. Dans le cas d'utilisation de données existantes, une harmonisation des codes devra être réalisée. Quelques tableaux non-exhaustifs de correspondances sont donnés en annexes du rapport de la tâche 5 (voir annexe G). Dans tous les cas, les données d'entrée doivent être validées et le calcul de la sensibilité de l'écosystème doit être rendu impossible si certaines données d'entrée sont manquantes ou erronées. Les sorties de l'outil sont la sensibilité pour chaque élément (calcium, magnésium, potassium, phosphore et azote) en trois classes (faible, moyenne et forte) ainsi que la sensibilité combinée en quatre classes (faible, moyenne, forte et partielle). Si un des descripteurs n'était pas déterminable sur le terrain, comme la forme d'humus, il faudra envisager de calibrer une clé régionalisée de détermination de l'élément à partir d'autres critères disponibles sur le terrain. Par exemple, lors du test d'appropriation en contexte méditerranéen, il nous a été signalé que les formes d'humus étaient souvent perturbées (faune sauvage, feu) au point de ne plus être déterminables. Dans ce cas là, il est envisageable, à partir du matériau parental par exemple, d'estimer la forme d'humus la plus probable. Cette phase n'a pas été réalisée dans le cadre du projet INSENSÉ et devra être réalisée au cas par cas. Dans absolument tous les cas de figure, une analyse de sol de la couche 0 à 10 cm permet de classer les situations en diminuant fortement le risque d'erreur.

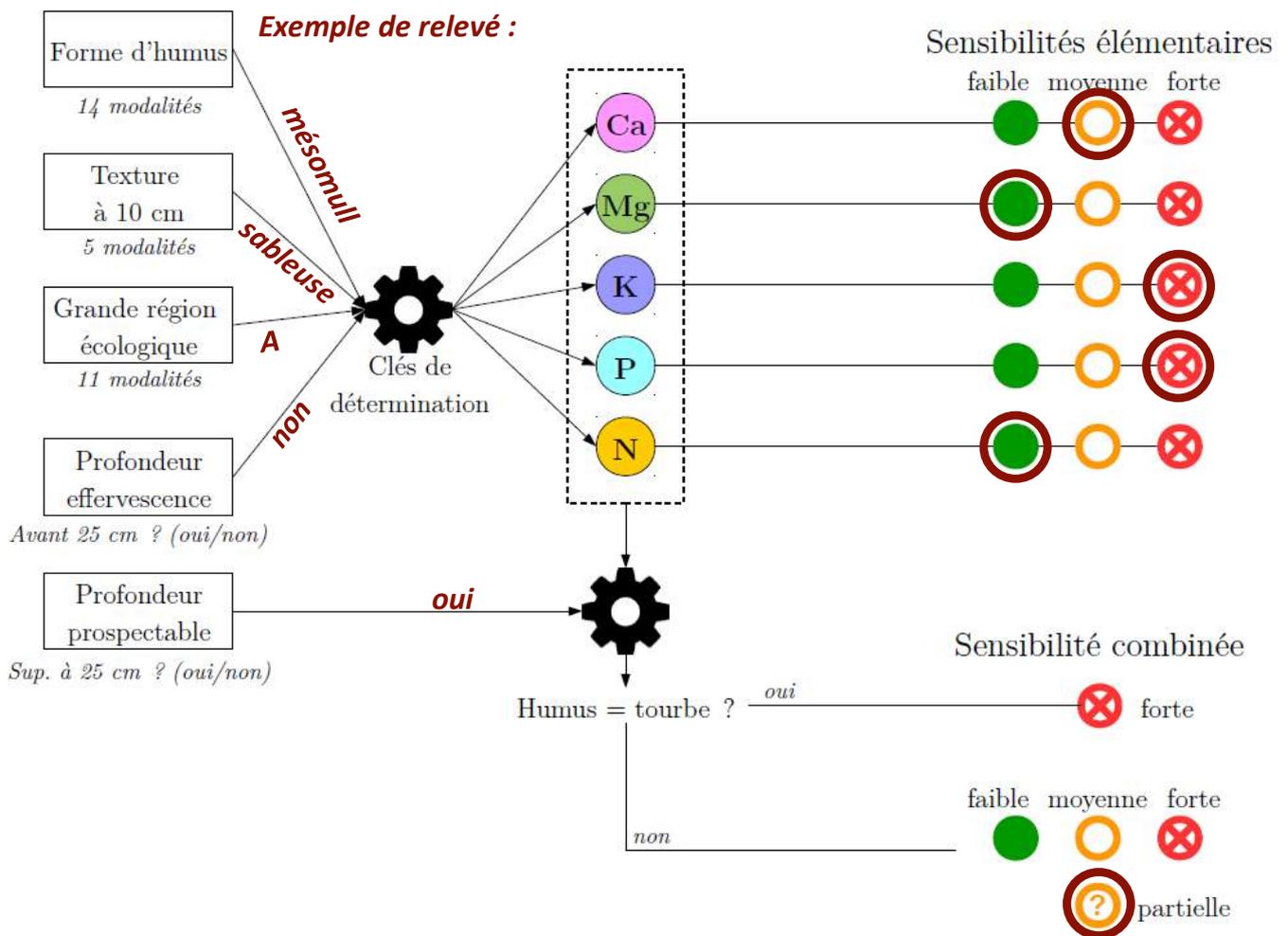


FIGURE 3.1 – Exemple d'utilisation de l'outil de diagnostic INSENSÉ de la sensibilité des sols à un export supplémentaire de biomasse (l'exemple est graphiquement indiqué par les cercles et le texte de couleur brune).

Les différents supports testés pour l'outil simplifié

Nous reprenons ici le cahier des charges du support pour l'outil de diagnostic INSENSÉ rédigé par Samuel Durante à partir des supports qu'il a développés et du retour des utilisateurs sur ces supports (annexe G).

Dans la suite, chaque type d'outil est décrit de manière synthétique. Les avantages et inconvénients de chaque support tiennent compte de leurs caractéristiques techniques ainsi que des retours des utilisateurs.

La prise de données sur le terrain peut être réalisée via trois outils développés au cours du projet :

Outil papier. L'outil sous forme papier consiste en cinq clés de déterminations qui permettent, à partir des quatre variables relevées (forme d'humus, texture, région écologique et profondeur d'apparition de l'effervescence), de prédire la sensibilité de l'écosystème par élément nutritif. Une fiche de synthèse permet de réaliser la combinaison de ces cinq sensibilités élémentaires et d'ajouter les corrections impliquées par la profondeur du sol (voir : livret terrain de diagnostic).

Avantages :

- les clés de détermination sont des outils couramment utilisés par les gestionnaires des forêts, ce qui facilite la compréhension de l'outil ;
- toutes les branches sont présentes, on peut donc comprendre la logique de construction de l'outil et deviner l'influence que peut avoir une modification dans les paramètres d'entrée ;
- l'outil est assez facile à utiliser sur le terrain et donne un diagnostic instantané.

Inconvénients :

- beaucoup plus lent que les outils automatiques ;
- le support est moins facile à actualiser qu'un outil informatique ;
- cela fait un grand nombre de documents (5 clés + une feuille de résultats, sans compter les documents d'aide pour le relevé).

Projet Géorelevé Le personnel de l'ONF utilise de manière courante les Terminaux De Saisie (TDS), qui sont des appareils dotés d'un système d'exploitation Windows Mobile. Différentes applications ont été développées en interne, comme l'application GéoRelevé qui permet de créer des formulaires de saisie, puis de les diffuser et de réaliser les relevés en question, tout en stockant une information géographique (position du point par exemple). Pour cette étude, un projet GéoRelevé a été créé afin de faciliter l'efficacité du relevé sur le terrain. L'export est ensuite possible sur l'ordinateur pour traitement automatisé avec Microsoft Excel ou R par exemple.

Avantages :

- appareil et logiciel couramment utilisés par les gestionnaires de l'ONF ;
- l'enregistrement des positions GPS permet de géoréférencer le relevé et donc la sensibilité de l'écosystème en question ;
- l'export des données sous format *.csv est prévu.

Inconvénients :

- le diagnostic n'est pas instantané : il faut soit exporter les données et automatiser sur ordinateur, soit utiliser l'outil papier ou l'application mobile en plus ;
- ce type d'appareil n'est utilisé que par l'ONF.

Application mobile. Pour faciliter la prise des données sur le terrain et automatiser la phase de diagnostic, une application mobile a été développée (voir figure 3.2). L'application a été développée avec le framework Qt et codée en C++. L'interface graphique pour Android a été codée en QML.

Avantages :

- le diagnostic est facile et instantané, on s'affranchit de la lourdeur des clés de détermination ;

FIGURE 3.2 – Exemples de diagnostics obtenus à l'aide de l'application mobile. L'écran de gauche montre le menu de saisie des paramètres. Les quatre autres écrans sont des exemples de résultat.



- l'outil est plus interactif et plus ergonomique ;
- il est facile de faire une mise à jour et de la rendre disponible ;
- possibilité d'évolution de l'application en implémentant des nouvelles fonctionnalités, par exemple donner les recommandations suite au diagnostic de sensibilité.

Inconvénients :

- on ne voit plus le détail des clés, on ne comprend pas le cheminement qui amène à ce diagnostic ;
- dans la version actuelle, il n'est pas possible d'exporter les données enregistrées dans l'appareil ;
- dans la version actuelle, l'application ne dialogue pas avec le GPS intégré de l'appareil.

Le traitement des relevés (existants ou réalisés sur le terrain spécifiquement pour diagnostiquer la sensibilité des sols) au bureau peut se faire grâce à deux outils développés dans le cadre du projet :

Macro Excel Pour le traitement automatisé d'un grand nombre de données, des fonctions personnalisées ont été écrites dans le langage VBA (Visual Basic for Applications) pour Excel. Le fichier permet de calculer la sensibilité à partir d'un tableau (une ligne par relevé, chaque colonne étant une des variables).

Avantages :

- permet le traitement automatisé d'un grand nombre de relevés ;
- le logiciel Microsoft Excel est très répandu dans le monde professionnel, et maîtrisé.

Inconvénients :

- un conflit entre versions de Microsoft Excel peut empêcher les fonctions de s'exécuter ;
- la vérification automatique des données d'entrée est un peu complexe à gérer de manière fiable ;
- la mise à jour du fichier nécessite l'envoi et le téléchargement du fichier à jour, et donc dépend de l'utilisateur final.

Package R Le package *Insense* est une boîte à outils qui fonctionne avec le logiciel R. L'objectif des fonctions proposées est le même que celui de la macro Excel : automatiser le traitement d'un grand nombre de relevés, sur l'ordinateur.

Avantages :

- la validation des données est facile et fiable ;
- la mise à jour peut être faite facilement ;

- R est un logiciel libre et gratuit.

Inconvénients :

- ce genre d'outil n'est utilisé que par les chercheurs et ingénieurs en recherche et développement, mais pas en routine chez les gestionnaires forestiers (pas d'interface "presse bouton" à moins de développer une interface Shiny R utilisable depuis un navigateur internet).

Voie de développement

L'application pour mobile semble être portée sur l'avenir, et convenir à la majorité des utilisateurs (forêts publiques et privées). Un guide papier devra cependant être produit en complément car une majorité d'utilisateurs veulent connaître comment fonctionnent les clés de détermination dans le détail.

Le développement de l'application pour mobile pourra s'appuyer sur le prototype produit et testé qui a convenu à tous les utilisateurs. Cependant, il sera intéressant d'y ajouter la possibilité de sauvegarder les relevés terrain et le diagnostic calculé par l'application, ainsi que la possibilité de récupérer les coordonnées des points de relevés.

Il est également important de réfléchir à la mise à jour de l'outil terrain. En effet, une application mobile peut être mise à jour facilement, par contre le gestionnaire n'en utilisera la dernière version que s'il fait l'effort de vérifier les mises à jour disponibles. Il est important, dans le cadre de l'amélioration continue des connaissances, de permettre de suivre ces évolutions de l'outil de diagnostic, peut-être via un système d'avertissement par sms ou mail.

Certaines améliorations apportées suite aux demandes des utilisateurs ayant participé au test d'appropriation sont à conserver :

- les termes utilisés dans l'outil devront tous être traduits en français (par exemple, les classes de textures étaient au départ codées en anglais (*coarse*, *medium*, *fine*, etc.) afin de reproduire la nomenclature des textures de la FAO).
- l'outil utilisant des couleurs, il est absolument nécessaire d'ajouter un figuré pour permettre aux daltoniens de l'utiliser.
- la quantité de texte doit être la plus limitée possible.

Pour le traitement des relevés existant au bureau, le package R présente plus d'avantages en terme de validation des données d'entrée, de mise à jour de l'outil et de compatibilité avec des données issues de SIG. Il est à favoriser, sauf dans le cadre d'une utilisation par des opérateurs ne connaissant pas le logiciel R. Une solution intéressante à explorer est de créer une application Shiny R utilisable depuis un navigateur Internet. L'utilisateur se rendrait sur la page web, téléverserait ses données (sous format `csv` ou `xls`), puis l'application se servirait du package R pour renvoyer les données traitées à l'utilisateur. Nous n'avons pas pu tester cette solution, mais cela permettrait d'allier les performances et la souplesse de R avec l'absence de contrainte d'installation du logiciel lui-même.

Dans tous les cas, la diffusion de l'outil de diagnostic de sensibilité des sols à un export supplémentaire de biomasse doit s'accompagner de formations à la détermination des formes d'humus et de la texture. L'outil de diagnostic est simple à utiliser mais l'importance d'une bonne détermination de chacun des descripteurs est forte, du fait du faible nombre de descripteurs à déterminer.

3.2 Application aux données de l'IFN : changement de méthode d'évaluation de la sensibilité des sols forestiers français à une récolte accrue de biomasse

La répartition spatiale des classes de sensibilité à un export supplémentaire de biomasse a été étudiée grâce aux relevés de l'IFN (Hervé et al., 2014) entre 2005 et 2015, basés sur la nouvelle méthode d'inventaire. Pour chacun de ces points d'inventaire, une description des sols sans analyses physico-chimiques est disponible. Cet inventaire est statistique mais le poids de chaque point n'est pas disponible. Dans les zones de montagne, un point d'inventaire est constitué de plusieurs relevés dans la même maille, mais publiés avec les mêmes coordonnées géographiques. Lorsque c'était le cas, nous avons gardé qu'un seul des relevés (par tirage aléatoire) afin de ne pas leur donner un poids trop important. À l'inverse, certaines zones très homogènes ont des densité d'échantillonnage deux fois moins fortes. Dans ces cas là, il est impossible de retrouver le poids associé à chaque point. Le pourcentage de points forestiers des zones homogènes est donc sous-estimé dans notre calcul.

Le ré-échantillonnage au kilomètre de la sortie de l'outil simplifié, appliqué aux données de l'IFN nous permet de dresser le tableau 3.1. Sur ce tableau, on observe que l'outil simplifié INSENSÉ classe près d'un tiers des sols forestiers français en sensibilité faible. La classe majoritaire est la classe de sensibilité moyenne, qui regroupe les sols à sensibilité moyenne et partielle. Le guide ADEME de 2006 (Cacot et al., 2006) utilisé avec la forme d'humus donne des résultats assez équilibrés sur la France, avec environ un tiers des sols dans chacune des classes. Si ce guide est utilisé avec l'entrée pH (utilisation de la carte des pH bio-indiqués (Gégout et al., 2003) et des seuils de pH proposés dans le guide de 2006), on a des chiffres sensiblement différents : dans 3 cas sur 5 le sol est classé en sensibilité faible, et 15 % en sensibilité forte.

Si on compare ces résultats aux données de référence, c'est-à-dire, aux sensibilités pour les cinq éléments calculées à partir des analyses chimiques sur le réseau de monitoring BioSoil (systématique et donc représentatif des sols forestiers français, maillage 16 km), **on constate que l'outil INSENSÉ donne la répartition par niveau de sensibilité la plus proche de la référence.**

	sensibilité des sols à un export supplémentaire de biomasse			
	faible	partielle	moyenne	forte
outil de diagnostic INSENSÉ	0.30	0.24	0.23	0.23
guide ADEME 2006 avec les formes d'humus	0.39		0.30	0.31
guide ADEME 2006 avec le pH bioindiqué	0.65		0.20	0.15
BioSoil (représentatif des forêts françaises, sensibilité calculée à partir des analyses chimiques de sol)	0.27	0.24	0.22	0.27

TABLEAU 3.1 – Proportions de sols par catégorie de sensibilité à un export supplémentaire de biomasse calculées sur les données de l'IFN 2005-2015 pour différents outils : outil INSENSÉ, guide ADEME 2006 en utilisant les formes d'humus, guide ADEME 2006 en utilisant le pH bioindiqué. Comparaison avec la référence : proportions de sols par catégorie de sensibilité analytique calculées sur le jeu de données BioSoil, systématique.

L'utilisation du guide ADEME de 2006 (Cacot et al., 2006) avec le pH bioindiqué sous-estime fortement la sensibilité des sols forestiers français, ceci peut s'expliquer par deux observations :

- la différence de résultats de pH entre la méthode de mesure préconisée par le guide ADEME de 2006 (Cacot et al., 2006) et celle d'estimation à partir d'un relevé floristique (voir figure 3.3). En appliquant les seuils préconisés par ce guide, une majorité de sols sensibles d'après le pH mesuré est diagnostiqué comme moyennement à peu sensibles d'après le pH bioindiqué ;
- l'absence de relation étroite entre les forme d'humus et le pH mesuré (voir figure 3.4), contrairement à l'hypothèse qui avait été émise dans ce guide.

En appliquant les deux diagnostics du guide ADEME de 2006 (Cacot et al., 2006) aux données de l'IFN ré-échantillonnées, on peut observer l'impact du changement de méthode d'évaluation sur la répartition spatiale de la sensibilité des sols à un export supplémentaire de biomasse (voir figures 3.5, 3.6 et 3.7).

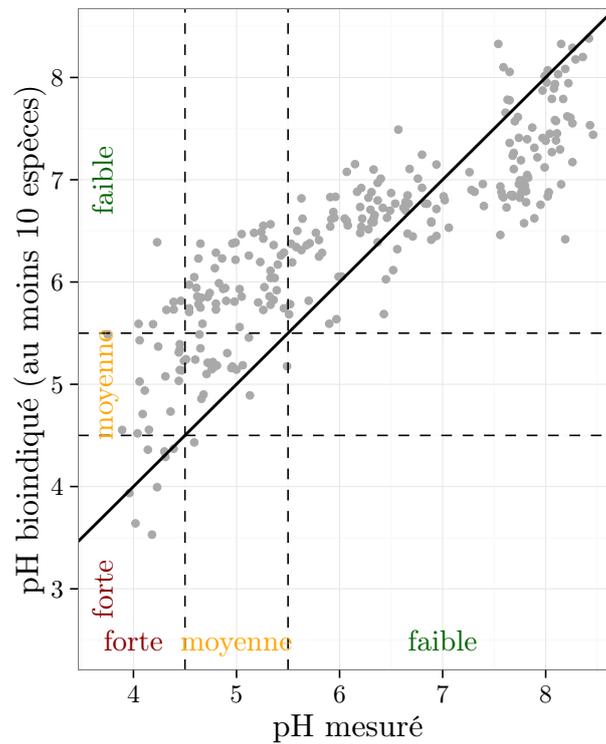


FIGURE 3.3 – Comparaison des valeurs de pH bioindiqué et de pH mesuré (0–5 cm, données issues des travaux de (Pinto et al., 2016)) par rapport aux seuils du guide ADEME 2006 (Cacot et al., 2006).

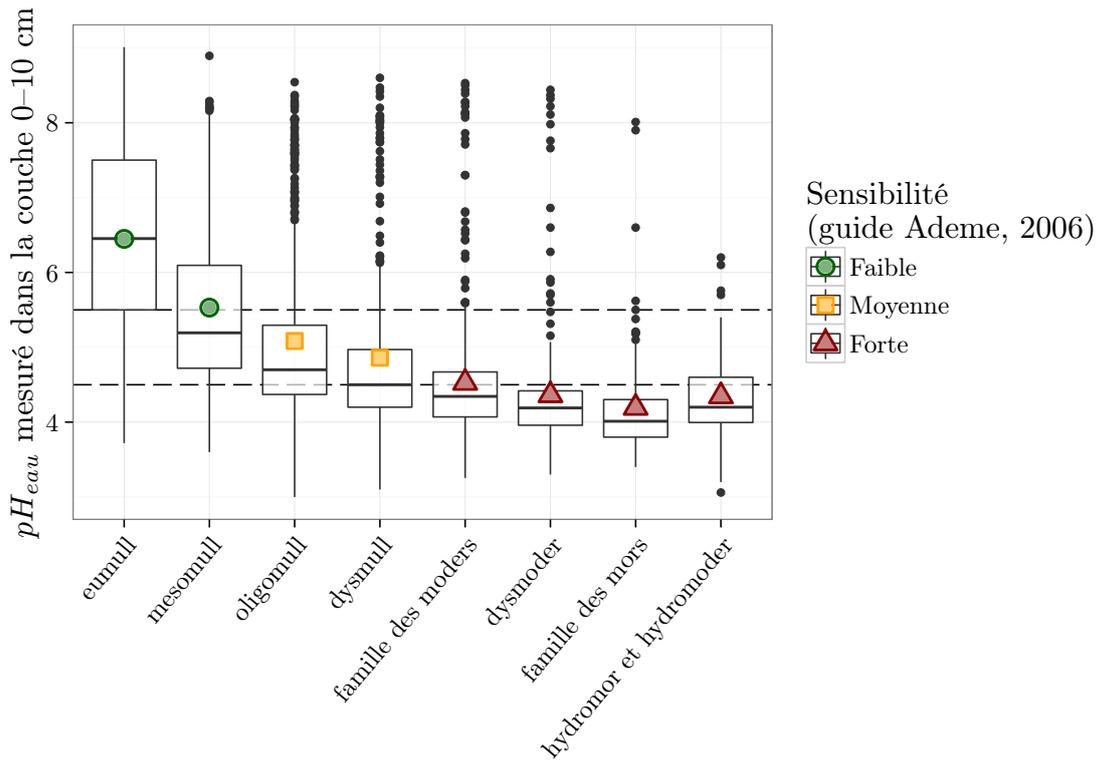


FIGURE 3.4 – Distribution du pH mesuré dans la couche de sol 0–10 cm en fonction des formes d’humus et application des seuils de pH (lignes horizontales, sensibilité forte pour des pH inférieur à 4.5 et sensibilité faible pour des pH supérieur à 5.5) et des seuils de forme d’humus préconisés par le guide ADEME de 2006 (Cacot et al., 2006).

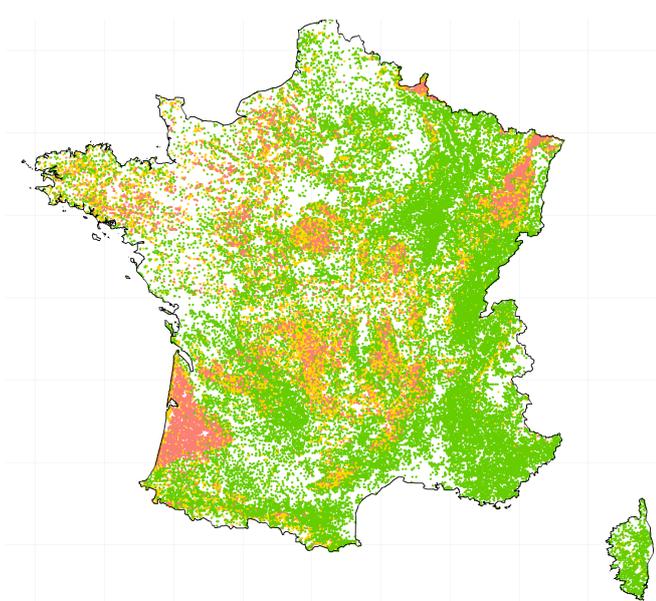


FIGURE 3.5 – carte de sensibilité de sols forestiers français selon le guide ADEME 2006 et le pH bioindiqué - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

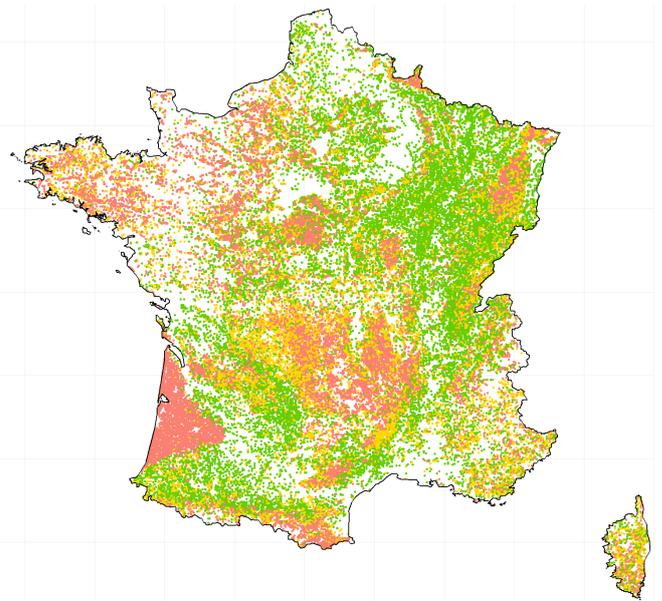


FIGURE 3.6 – carte de sensibilité de sols forestiers français selon le guide ADEME 2006 et la forme d’humus - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

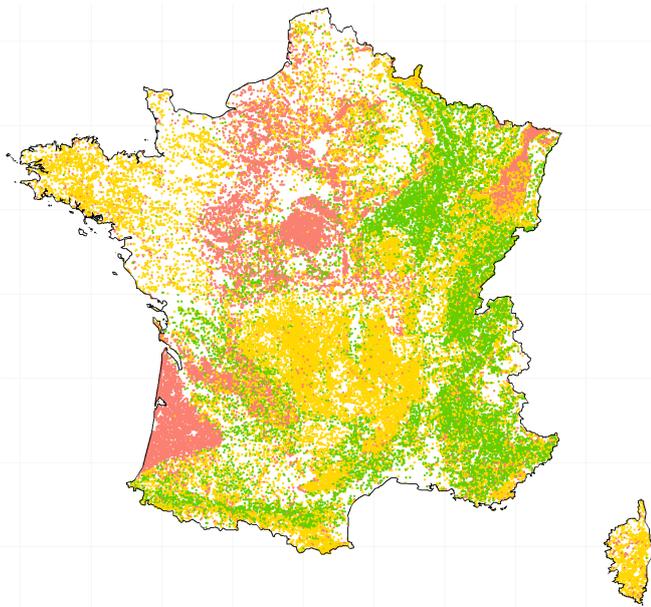


FIGURE 3.7 – carte de sensibilité de sols forestiers français (sensibilité combinée INSENSÉ). La classe de sensibilité partielle (variabilité des sensibilités élémentaires) est regroupée avec la classe de sensibilité moyenne (tous les éléments nutritifs sont moyennement sensibles) - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

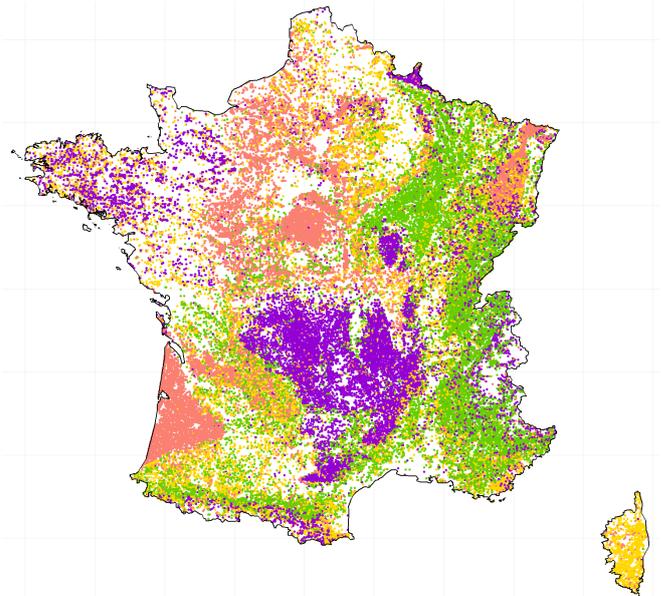


FIGURE 3.8 – carte de sensibilité de sols forestiers français (sensibilité combinée INSENSÉ). La classe de sensibilité partielle (variabilité des sensibilités élémentaires) est distinguée. - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

3.3 Application aux données de l'IFN : cartes de sensibilité des sols forestiers français à une récolte accrue de biomasse - indicateur INSENSÉ

En appliquant l'outil de diagnostic simplifié INSENSÉ aux données de l'IFN (voir figure 3.7), 23% de la surface forestière est considérée comme sensible. Ce pourcentage est cohérent avec celui obtenu avec les analyses chimiques du jeu de données BioSoil (voir tableau 3.1).

En regardant les résultats du diagnostic simplifié INSENSÉ par Sylvoécórégions (découpage plus fin des GRECO), on voit que certaines sont relativement homogènes d'un point de vue de la sensibilité à un export supplémentaire de biomasse (par ex. Sologne-Orléanais, Landes de Gascogne avec une majorité de sensibilités fortes et plateaux granitique du Massif central avec une majorité de sensibilités partielles) alors que d'autres nécessitent une analyse spatiale plus fine (voir tableau 3.2).

Quand on considère la sensibilité analytique des sols à un export supplémentaire de biomasse, élément nutritif par élément nutritif, on constate que les analyses de sol indiquent une sensibilité forte à l'export supplémentaire de potassium et phosphore pour plus d'un tiers des sols forestiers (jeu de données BioSoil, 2006-2007). Environ un tiers des sols forestiers sont sensibles à un export supplémentaire de calcium et de magnésium. A nouveau, on retrouve des proportions similaires quand on applique le diagnostic simplifié INSENSÉ aux données de l'IFN (voir figures 3.9, 3.10, 3.11 et 3.12). Cet état des lieux explique le pourcentage non négligeable de sols forestiers dont la sensibilité analytique combinée est partielle (voir figure 3.8), c'est-à-dire avec une sensibilité forte pour au moins un des éléments nutritifs, et dont la fertilité doit être gérée avec précaution surtout si aucun apport d'éléments nutritifs par amendement ou fertilisation n'est envisagé.

Cet état des lieux est issu d'un long historique qui a fortement contribué à l'appauvrissement des sols forestiers. La sélection des terres les plus fertiles pour les cultures a laissé des sols contraignants aux

forestiers et de nombreuses pratiques anciennes ont eu tendance à appauvrir les sols forestiers comme le soutrage (récolte de la couche superficielle du sol et de la végétation qui la couvre occasionnant un transfert de fertilité souvent au profit des sols agricoles) ou leur sur-exploitation jusqu'au 19ième siècle (Koerner et al., 1999; Jolivet et al., 2007; Mather et al., 1999; Chalvet, 2011). De plus, les dépôts atmosphériques acidifiants ont également conduit à une diminution sensible des concentrations en calcium, magnésium et potassium échangeables (Hofmeister et al., 2008; Van Der Heijden et al., 2011; Verheyen et al., 1999).

Environ la moitié des sols forestiers ont une sensibilité faible à un export supplémentaire d'azote, ce qui est cohérent avec la littérature qui montre une saturation en azote des écosystèmes forestiers tempérés (Aber et al., 1998; Stoddard, 1994). L'azote provient quasi-exclusivement du recyclage biologique des éléments. C'est pourquoi, même s'il ne peut pas être considéré comme un élément nutritif limitant pour une majorité d'écosystèmes forestiers français (Bonneau et al., 1995), la sensibilité des sols d'un point de vue de la nutrition en azote doit être diagnostiquée quand on considère un export supplémentaire de matière organique (Himes et al., 2014). De plus, la relation étroite entre concentration en azote total et concentration en matière organique du sol permet de prendre en compte l'intérêt de la matière organique dans la structuration et la capacité de rétention en eau et éléments nutritifs via l'indicateur N_{tot} .

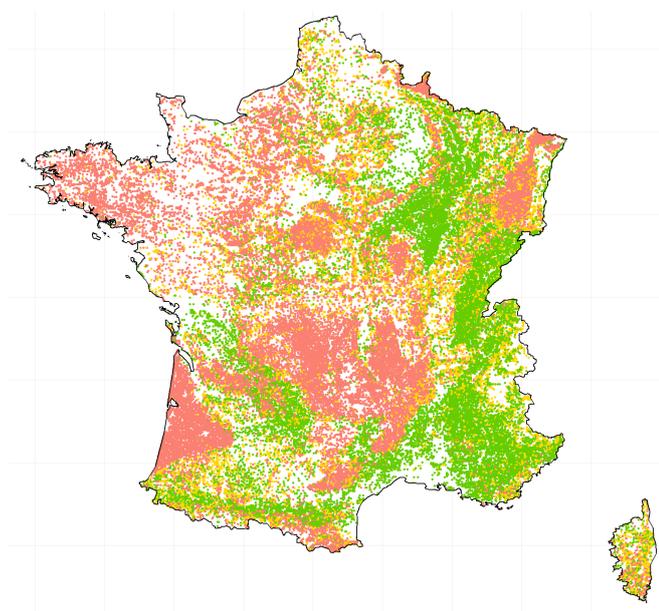


FIGURE 3.9 – carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif calcium - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

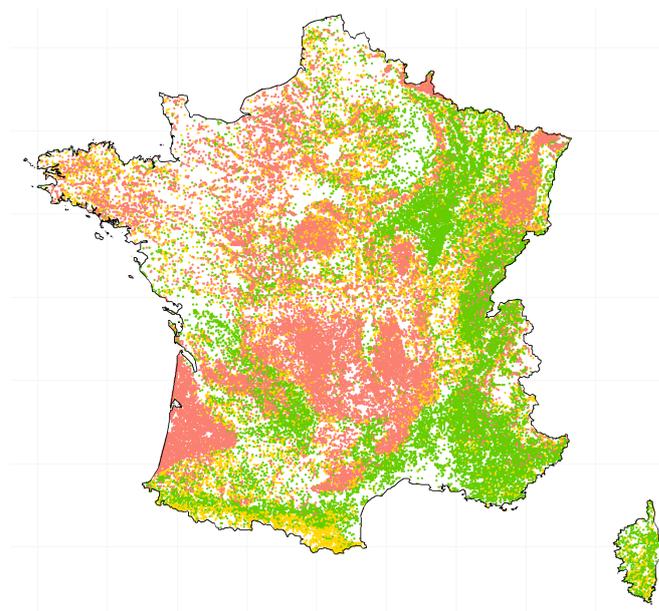


FIGURE 3.10 – carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif magnésium - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

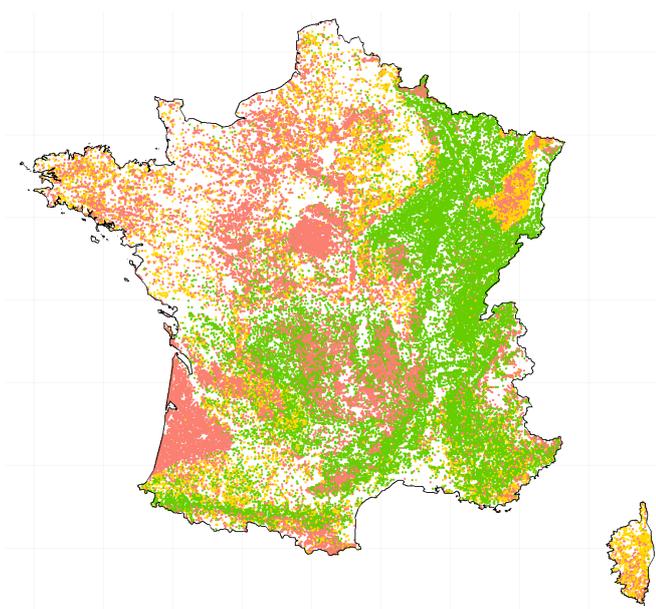


FIGURE 3.11 – carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif potassium - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

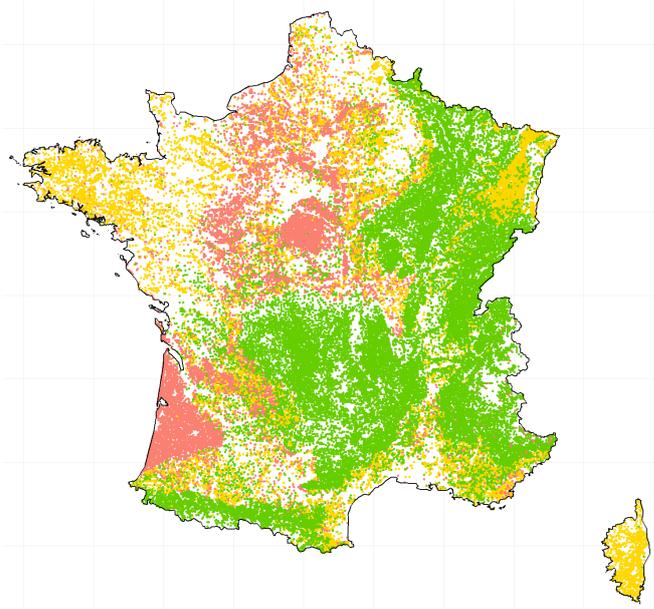


FIGURE 3.12 – carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif phosphore total - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

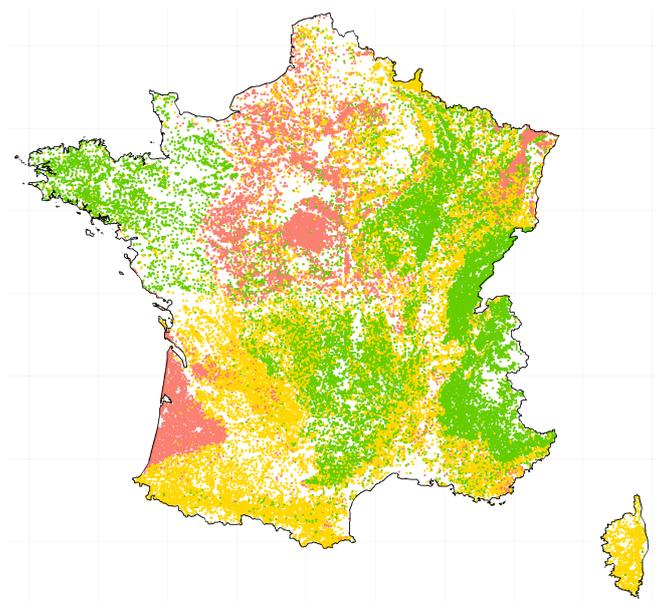


FIGURE 3.13 – carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif azote total - source de données : IFN 2005-2015 - sensibilité faible : vert, moyenne : jaune et forte : couleur saumon.

code SER	Nom SER	Faible	Moyenne	Partielle	Forte
A11	Ouest-Bretagne et Nord-Cotentin	0	39	50	10
A12	Pays de Saint-Malo	0	36	52	11
A13	Bocage normand et Pays de Fougères	1	22	68	9
A21	Bretagne méridionale	1	23	61	16
A22	Bocage armoricain	2	37	49	11
A30	Bocage vendéen	2	59	25	14
B10	Côtes et plateaux de la Manche	5	35	5	56
B21	Flandres	16	31	7	46
B22	Plaine picarde	9	57	6	29
B23	Mosan, Thiérache et Hainaut	13	66	1	20
B31	Campagne de Caen et Pays d'Auge	8	18	6	69
B32	Plateaux de l'Eure	1	14	2	83
B33	Perche	2	16	0	82
B41	Bassin parisien tertiaire	6	20	10	64
B42	Brie et Tardenois	16	54	2	28
B43	Champagne crayeuse	23	56	11	9
B44	Beauce	18	27	11	44
B51	Champagne humide	23	37	1	38
B52	Pays d'Othe et Gâtinais oriental	12	46	1	40
B53	Pays-Fort, Nivernais et plaines prémorvandelles	15	29	2	55
B61	Baugeois-Maine	2	4	1	93
B62	Champeigne-Gâtine tourangelle	12	23	2	63
B70	Sologne-Orléanais	3	2	1	94
B81	Loudunais et Saumurois	9	11	3	77
B82	Brenne et Brandes	23	18	2	58
B91	Boischaut et Champagne berrichonne	20	19	2	59
B92	Bourbonnais et Charolais	7	38	1	55
C11	Ardenne primaire	5	9	82	3
C12	Argonne	18	22	45	14
C20	Plateaux calcaires du Nord-Est	78	15	7	1
C30	Plaines et dépressions argileuses du Nord-Est	53	30	16	2
C41	Plaine d'Alsace	32	26	20	23
C42	Sundgau alsacien et belfortain	38	32	30	0
C51	Saône, Bresse et Dombes	29	44	25	2
C52	Plaines et piémonts alpins	54	29	15	2
D11	Massif vosgien central	3	26	12	59
D12	Collines périvosgiennes et Warndt	17	38	20	26
E10	Premier plateau du Jura	78	12	9	1
E20	Deuxième plateau et Haut-Jura	70	7	19	4
F11	Terres rouges	15	52		33
F12	Groies	61	30	2	7
F13	Marais littoraux	52	19	11	19
F14	Champagne charentaise	33	37	2	27
F15	Périgord	22	35	2	41
F21	Landes de Gascogne	0	0	0	99
F22	Dunes atlantiques	0	1	4	95
F23	Bazadais, Double et Landais	5	20	0	75

code SER	Nom SER	Faible	Moyenne	Partielle	Forte
F30	Coteaux de la Garonne	35	48	3	15
F40	Causses du Sud-Ouest	44	41	2	14
F51	Adour atlantique	35	51	0	14
F52	Collines de l'Adour	17	58	1	25
G11	Châtaigneraie du Centre et de l'Ouest	11	9	80	1
G12	Marches du Massif central	11	24	65	1
G13	Plateaux limousins	2	3	93	2
G21	Plateaux granitiques ouest du Massif central	1	1	96	3
G22	Plateaux granitiques du centre du Massif central	2	3	92	2
G23	Morvan et Autunois	15	11	74	1
G30	Massif central volcanique	7	4	87	2
G41	Bordure Nord-Est du Massif central	14	19	67	0
G42	Monts du Vivarais et du Pilat	6	15	77	3
G50	Ségala et Châtaigneraie auvergnate	15	8	76	1
G60	Grands Causses	62	15	21	2
G70	Cévennes	8	11	74	6
G80	Haut-Languedoc et Lézou	15	6	77	1
G90	Plaines alluviales et piémonts du Massif central	22	14	61	4
H10	Préalpes du Nord	66	5	25	3
H21	Alpes externes du Nord	40	2	55	3
H22	Alpes internes du Nord	46	3	45	6
H30	Alpes externes du Sud	77	8	12	2
H41	Alpes intermédiaires du Sud	64	5	26	4
H42	Alpes internes du Sud	60	4	32	4
I11	Marches pyrénéennes	74	23	2	0
I12	Pyrénées cathares	41	32	26	1
I13	Corbières	48	37	13	2
I21	Haute-chaîne pyrénéenne	33	39	23	5
I22	Pyrénées catalanes	6	46	43	4
J10	Garrigues	64	28	5	3
J21	Roussillon	9	69	8	13
J22	Plaines et collines rhodaniennes et languedociennes	59	33	6	2
J23	Provence calcaire	67	24	5	4
J24	Secteurs niçois et préligure	72	18	7	3
J30	Maures et Esterel	8	58	19	15
J40	Préalpes du Sud	61	27	7	4
K11	Corse occidentale		93		7
K12	Montagne corse		91		9
K13	Corse orientale	0	93	1	6

TABLEAU 3.2 – Sensibilité prédite par l'outil de diagnostic de terrain INSENSE par SER. Source de données : IFN 2005-2015

4 Conclusion

Les objectifs du projet INSENSÉ étaient ambitieux, les atteindre a constamment exigé des compromis entre fiabilité, coût, confort et facilité d'emploi sur le terrain. Le système d'indication de terrain INSENSÉ permet d'apporter la meilleure information possible, en l'état actuel des connaissances, sur la prépondérance du recyclage biologique de cinq éléments nutritifs majeurs dans la nutrition des peuplements forestiers (calcium, magnésium, potassium, phosphore et azote). Les connaissances apportées via ce système d'indication sont d'autant plus nécessaires que l'impact d'un export supplémentaire de biomasse sur les propriétés chimiques des sols est généralement invisible, contrairement à l'impact sur les propriétés physiques par exemple (orniérage). De plus, l'indication donnée par le système INSENSÉ peut être parfois en contradiction avec ce qui est observable facilement par le gestionnaire forestier car le recyclage des éléments nutritifs peut permettre une bonne croissance des arbres malgré une très faible résistance/résilience aux perturbations.

En appliquant le diagnostic INSENSÉ aux données de l'IFN, on constate globalement que seulement 30% des sols forestiers français ont une faible sensibilité à un export supplémentaire de biomasse. Ainsi, dans 70% des cas, la sensibilité des sols est moyenne (23%), partielle (24%), voire forte (23%), probablement en lien avec :

- une allocation des terres les plus fertiles aux activités agricoles (Badeau et al., 1999; Chalvet, 2011);
- un long historique d'appauvrissement des sols forestiers (Chalvet, 2011);
- le rare recours aux techniques d'amendement/fertilisation.

Au-delà du projet INSENSÉ (2014-2018), ce travail doit être complété par une étude autour du vocabulaire (notion de sensibilité des sols) et de la charte graphique (couleurs et symboles associés aux classes de sensibilité) à employer afin d'améliorer l'acceptabilité des indicateurs et leur mise en œuvre effective.

Références bibliographiques

- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., and Fernandez, I. (1998). Nitrogen Saturation in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, 48(11) :921–934.
- Achat, D. L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., and Augusto, L. (2015a). Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 348 :124–141.
- Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., and Augusto, L. (2015b). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5(1).
- Achat, D. L., Pousse, N., Nicolas, M., and Augusto, L. (2018). Nutrient remobilization in tree foliage as affected by soil nutrients and leaf life span. *Ecological Monographs*, Accepted.
- Achat, D. L., Pousse, N., Nicolas, M., Brédoire, F., and Augusto, L. (2016). Soil properties controlling inorganic phosphorus availability : general results from a national forest network and a global compilation of the literature. *Biogeochemistry*, 127(2-3) :255–272.
- Akroume, E. (2014). Impact of intensive residue removal on the fertility of forest soils and on their biodiversity. *Revue Forestière Française*, 66.
- Akroume, E., Zeller, B., Buée, M., Santenoise, P., and Saint-André, L. (2016). Improving the design of long-term monitoring experiments in forests : a new method for the assessment of local soil variability by combining infrared spectroscopy and dendrometric data. *Annals of Forest Science*, 73(4) :1005–1013.
- Augusto, L., Ranger, J., and Bonneau, M. (2000). Influence des essences sur la fertilité chimique des sols. Conséquences sur les choix sylvicoles. *Revue Forestière Française*, 52(6) :507–518.
- Badeau, V., Dambrine, E., and Walter, C. (1999). Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols*, 6(3) :165–180.
- Bedel, L., Poszwa, A., van der Heijden, G., Legout, A., Aquilina, L., and Ranger, J. (2016). Unexpected calcium sources in deep soil layers in low-fertility forest soils identified by strontium isotopes (Lorraine plateau, eastern France). *Geoderma*, 264, Part A :103–116.
- Bonneau, M. (1995). *Fertilisation des forêts dans les pays tempérés : théorie, bases du diagnostic, conseils pratiques, réalisations expérimentales*. École Nationale du Génie Rural et des Forêts (ENGREF), Nancy.
- Bonneau, M., Colin-Belgrand, M., Ranger, J., and Nys, C. (1995). Disponibilité de l’azote dans les écosystèmes et production forestière. *Revue Forestière Française*, (spécial) :47.
- Brêthes, A. and Ulrich, E., editors (1997). *RENECOFOR. Caractéristiques pédologiques des 102 peuplements du réseau*. Office national des forêts, département des recherches techniques, Fontainebleau.
- Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Rantien, C., and Ranger, J. (2006). *La récolte raisonnée des rémanents en forêt*. Connaître pour agir. Agence de l’environnement et de la maîtrise de l’énergie, Association forêt cellulose, Institut du développement forestier, Union de la coopération forestière française, Institut national de la recherche agronomique.

- Chalvet, M. (2011). *Une histoire de la forêt*. Le Seuil, Paris, France.
- Charru, M., Seynave, I., Hervé, J.-C., Bertrand, R., and Bontemps, J.-D. (2017). Recent growth changes in western european forests are driven by climate warming and structured across tree species climatic habitats. *Annals of Forest Science*, 74(2) :33–67.
- Gauquelin, X. and Courbaud, B. (2006). *Guide des sylvicultures de montagne - Alpes du Nord françaises*. Guide des sylvicultures. Coédition Cemagref - ONF.
- Gégout, J.-C., Coudun, C., Bailly, G., and Jabiol, B. (2005). EcoPlant : A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science*, 16(2) :257–260.
- Gégout, J.-C., Hervé, J.-C., Houllier, F., and Pierrat, J.-C. (2003). Prediction of forest soil nutrient status using vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14(1) :55–62.
- Hervé, J.-C., Wurpillot, S., Vidal, C., and Roman-Amat, B. (2014). L’inventaire des ressources forestières en France : un nouveau regard sur de nouvelles forêts. *Revue Forestière Française*, (3) :247–260.
- Hiederer, R., Michéli, E., and Durrant, T. (2011). *Evaluation of BioSoil demonstration project : soil data analysis*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Himes, A., Turnblom, E., Harrison, R., Littke, K., Devine, W., Zabowski, D., and Briggs, D. (2014). Predicting risk of long-term nitrogen depletion under whole-tree harvesting in the coastal Pacific Northwest. *Forest Science*, 60(2) :382–390.
- Hofmeister, J., Oulehle, F., Krám, P., and Hruška, J. (2008). Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands, Czech Republic. *Biogeochemistry*, 88(2) :139–151.
- INRA, US 1106 InfoSol (2015). *DoneSol version 3.5. Dictionnaire de données*. Institut National de Recherche Agronomique, Orléans.
- Jobbágy, E. and Jackson, R. (2001). The distribution of soil nutrients with depth : Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry*, 53(1) :51–77.
- Jolivet, C., Augusto, L., Trichet, P., and Arrouays, D. (2007). Forest soils in the gascony landes region : Formation, History, properties and spatial variability. *Revue Forestiere Francaise*, 59(1) :7–30.
- Jonard, M., Nicolas, M., Coomes, D., Caignet, I., Saenger, A., and Ponette, Q. (2017). Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574 :616–628.
- Koerner, W., Benoît, M., Dambrine, E., and Dupouey, J.-L. (1999). The influence of past agricultural practices on the vegetation and soils of reforested areas in the Vosges mountains. *Revue Forestiere Francaise*, LI(2) :231–238.
- Landmann, G. and Nivet, C. (2013). Projet RESOBIO. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. Technical Report Rapport final, ADEME, Ministère de l’agriculture, de l’agroalimentaire et de la forêt, GIP Ecofor.
- Mather, A., Fairbairn, J., and Needle, C. (1999). The course and drivers of the forest transition : The case of France. *Journal of Rural Studies*, 15(1) :65–90.
- Paré, D., Rochon, P., and Brais, S. (2002). Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecological Indicators*, 1(4) :293–311.

- Pinto, P. E., Dupouey, J.-L., Hervé, J.-C., Legay, M., Wurpillot, S., Montpied, P., and Gégout, J.-C. (2016). Optimizing the bioindication of forest soil acidity, nitrogen and mineral nutrition using plant species. *Ecological Indicators*, 71 :359–367.
- Ponge, J.-F., Jabiol, B., and Gégout, J.-C. (2011). Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma*, 162(1-2) :187–195.
- Scott, D. A. and Dean, T. J. (2006). Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass and Bioenergy*, 30(12) :1001–1010.
- Seynave, I., Bailly, A., Balandier, P., Bontemps, J.-D., Cailly, P., Cordonnier, T., Deleuze, C., Dhote, J.-F., Ginisty, C., François, L., Merzeau, D., Paillassa, E., Perret, S., Richter, C., and Meredieu, C. (2018). Gis coop : Networks of silvicultural trials for supporting forest management under changing environment. *Annals of Forest Science*, Accepted.
- Seynave, I., Gégout, J.-C., Hervé, J.-C., Dhôte, J.-F., Drapier, J., Bruno, E., and Dumé, G. (2005). Picea abies site index prediction by environmental factors and understorey vegetation : a two-scale approach based on survey databases. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7) :1669–1678.
- Stoddard, J. L. (1994). Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen. In *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, volume 237 of *Advances in Chemistry*, pages 223–284. American Chemical Society.
- Tamminen, P., Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., and Helmisaari, H.-S. (2012). Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 263 :31–38.
- van der Heijden, G., Dambrine, E., Pollier, B., Zeller, B., Ranger, J., and Legout, A. (2015). Mg and Ca uptake by roots in relation to depth and allocation to aboveground tissues : results from an isotopic labeling study in a beech forest on base-poor soil. *Biogeochemistry*, 122(2-3) :375–393.
- Van Der Heijden, G., Legout, A., Nicolas, M., Ulrich, E., Johnson, D., and Dambrine, E. (2011). Long-term sustainability of forest ecosystems on sandstone in the Vosges Mountains (France) facing atmospheric deposition and silvicultural change. *Forest Ecology and Management*, 261(3) :730–740.
- Vennetier, M., Ladier, J., and Rey, F. (2014). Le contrôle de l'érosion des sols forestiers par la végétation face aux changements globaux. *Revue Forestière Française [Rev. For. Fr.]*, ISSN 0035-2829, 2014, Vol.66, No 4, "Ateliers REGEFOR 2013 : la gestion de la fertilité des sols forestiers est-elle à un tournant ?".
- Verheyen, K., Bossuyt, B., Hermy, M., and Tack, G. (1999). The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography*, 26(5) :1115–1128.
- Wardle, D., Bardgett, R., Klironomos, J., Setälä, H., Van, D. P., and Wall, D. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304(5677) :1629–1633.

Liste des figures

1.1	Notion de trade-off appliquée au projet INSENSÉ	7
2.1	Diagramme du projet INSENSÉ	8
2.2	Répartition spatiale des points de l'entrepôt de données <i>insense</i>	14
2.3	Cycles biogéochimiques forestiers - principaux flux	19
2.4	Remobilisation foliaire en fonction des concentration en éléments nutritifs	22
2.5	Construction du système expert de diagnostic INSENSÉ	23
3.1	Exemple d'utilisation de l'outil INSENSÉ	25
3.2	Exemples de diagnostic INSENSÉ avec l'application mobile	27
3.3	Comparaison du pH bioindiqué et du pH mesuré par rapport aux seuils du guide ADEME 2006	30
3.4	Distribution du pH mesuré (0–10 cm) par forme d'humus et seuils du guide ADEME 2006	31
3.5	Carte de sensibilité de sols forestiers français - guide ADEME 2006 avec le pH bioindiqué	31
3.6	Carte de sensibilité de sols forestiers français - guide ADEME 2006 avec les formes d'humus	31
3.7	Carte de sensibilité INSENSÉ des sols forestiers français	32
3.8	Carte de sensibilité INSENSÉ des sols forestiers français avec les sensibilités partielles .	32
3.9	Carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif calcium	33
3.10	Carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif magnésium	33
3.11	Carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif potassium	34
3.12	Carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif phosphore	34
3.13	Carte de sensibilité de sols forestiers français pour l'élément nutritif azote	34
B.1	Schéma des fascines - cas des récoltes par câble-mât	109
C.1	Relation entre la sensibilité au déstockage de carbone, la texture et la couleur du sol .	112
D.1	Demande d'autorisation d'accès aux données sol - projet INSENSÉ	114
D.2	Architecture de l'entrepôt de données <i>insense</i>	116
F.1	Comparaison des indicateurs de fertilité $H_0:H_x$ avec l'indice de fertilité	183
F.2	Impact de la classe d'âge sur les valeurs calculées des indicateurs $H_0:H_x$	183
F.3	Disponibilité des données	185
F.4	Comparabilité des sous-jeux de données	187
F.5	Relations surface–profondeur	188
F.6	Nuages de points et régressions	189
F.7	Synthèse des résultats des régressions PLS	191

Liste des tableaux

3.1	Proportions de sols par catégorie de sensibilité à un export supplémentaire de biomasse	29
3.2	Sensibilité prédite par l'outil de diagnostic de terrain INSENSE par SER	36
B.1	Clé de diagnostic de sensibilité des sols pentus à un export supplémentaire de biomasse	110
D.1	Etat initial et destination finale des sources de données	115

Index des sigles et abréviations

INSENSÉ Indicateurs de SENSibilité des Écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse.

ADEME Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.

ALTER Réseau d'essais expérimentaux sur les ALTERnatives aux herbicides en Forêt.

APT AgroParisTech.

BEF Biogéochimie des Écosystèmes Forestiers.

CNPF Centre National de la Propriété Forestière.

CRPF Centre Régional de la Propriété Forestière.

DRAAF Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt.

DSF Département de la Santé des Forêts.

FCBA Institut technologique Forêt, Cellulose, Bois-construction et Ameublement.

GIS Coop Groupement d'intérêt scientifique Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers.

IDF Institut du Développement Forestier.

IFN Inventaire Forestier National.

InfoSol unité de service INRA dont la mission est de constituer et gérer un système d'information à vocation nationale sur les sols.

INRA Institut National de la Recherche Agronomique.

IRSTEA Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture.

ISPA Interaction Sol-Plantes-Atmosphère.

MOS Réseau expérimental "Matières Organiques des Sols".

ONF Office National des Forêts.

PNRBSN parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande.

RATD Réseau d'Appui Technique et de Développement.

REACTIF REcherche sur l'Atténuation du Changement ClimaTique par l'agrIculture et la Forêt.

RENECOFOR Réseau National de suivi à long terme des ÉCOsystèmes FORestiers.

RESPIRE RÉcolte des menus bois en forêt : Potentiel, Impact et Remédiation par Épandage de cendres.

RRP Référentiels Régionaux Pédologiques, cartes des sols au 1/250 000.

A Rapport de la tâche 2 du projet IN- SENSÉ

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015



APPEL A PROJETS REACTIF 2

PROJET INSENSÉ « INDICATEURS DE SENSIBILITE DES ÉCOSYSTEMES FORESTIERS SOUMIS A UNE RECOLTE ACCRUE DE BIOMASSE », TACHE 2 (COORDINATEUR : LAURENT AUGUSTO).

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE DES INDICATEURS DE SENSIBILITE DES ECOSYSTEMES FORESTIERS A LA RECOLTE DES REMANENTS

2015

David L. Achat

dachat@bordeaux.inra.fr ; laugusto@bordeaux.inra.fr

INRA, Bordeaux Sciences Agro, UMR 1391 ISPA, 33140 Villenave d'Ornon, France

1

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

SOMMAIRE

Résumé	3
1) Introduction	4
2) Sources d'information et documents analysés	4
3) Types d'impacts, classés par thèmes	5
4) Recommandations générales	6
5) Indicateurs de sensibilité (et recommandations spécifiques en fonction des indicateurs)	7
5.1) Indicateurs en lien avec la fertilité chimique (et la productivité).....	7
5.1.1) Principaux indicateurs.....	7
5.1.2) Classifications des sites en fonction des principaux indicateurs.....	9
5.1.3) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	17
5.1.4) Autres indicateurs.....	17
5.1.5) Outils de simulation.....	19
5.2) Indicateurs en lien avec les dommages physiques au sol : érosion.....	23
5.2.1) Principaux indicateurs.....	23
5.2.2) Classification des sites en fonction des principaux indicateurs.....	23
5.2.3) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	24
5.3) Indicateurs en lien avec les dommages physiques au sol : compaction et orniérage.....	24
5.3.1) Principaux indicateurs.....	24
5.3.2) Classifications des sites en fonction des principaux indicateurs.....	24
5.3.3) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	25
5.4) Indicateurs en lien avec la qualité de l'eau : sédimentation, envasement et eutrophisation des eaux de surface.....	26
5.4.1) Principaux indicateurs de sensibilité et classification des sites.....	26
5.4.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	26
5.4.3) Autres indicateurs de sensibilité.....	29
5.5) Indicateurs en lien avec la qualité de l'eau : acidification des eaux de surface.....	29
5.5.1) Principaux indicateurs.....	29
5.5.2) Classifications des sites en fonction des principaux indicateurs.....	29
5.5.3) Outils de simulation.....	29
5.6) Description des indicateurs en lien avec la biodiversité.....	30
5.6.1) Principaux indicateurs et classifications des sites.....	30
5.6.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	30
5.6.3) Autre indicateur.....	31
5.7) Indicateurs en lien avec le risque d'incendie.....	31
5.7.1) Principaux indicateurs.....	31
5.7.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	31
5.8) Indicateurs en lien avec la santé des forêts.....	32
5.8.1) Principaux indicateurs.....	32
5.8.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	32
5.9) Indicateurs en lien avec les autres thèmes.....	32
5.9.1) Principaux indicateurs.....	32
5.9.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs.....	32
6) Synthèse des indicateurs et conclusion	33
7) Références citées dans le texte	39
8) Annexes	41

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

RESUME

La présente étude réalise une synthèse des variables clés permettant d'évaluer le niveau des risques (intensité des impacts) liés à la récolte des rémanents forestiers, sur la base d'une analyse de la bibliographie étrangère, scientifique ou opérationnelle. Les documents analysés concernent principalement les Etats Unis d'Amérique, le Canada et plusieurs pays d'Europe. Peu de documents sont disponibles pour les autres régions forestières du monde. En plus des recommandations générales (applicables pour tous les sites), il existe des recommandations spécifiques en fonction d'indicateurs de sensibilité. Les principaux thèmes (ou types d'impacts) rencontrés sont : 1) la perte de fertilité (principalement la « fertilité chimique » des sols, également la productivité des sites ; 2) les dommages par compaction, orniérage et érosion ; 3) la perte de qualité de l'eau par sédimentation, acidification, ... ; 4) la perte de biodiversité. Les autres thèmes portent sur le risque d'incendie, la santé des forêts, ... La synthèse des informations a montré que les indicateurs sont essentiellement liés au contexte (édaphique : type de sol ; géologique : type de roche mère ; climatique : conditions météorologiques ; topographique : pente ; situations particulières : présence de cours d'eaux, sites abritant des espèces rares, ...). Une liste d'indicateurs de sensibilité à la perte de productivité, la perte de « fertilité chimique » et aux dommages des sols, liés à des propriétés de sol, a néanmoins été identifiée. Les informations sont essentiellement qualitatives (risque élevé pour certaines situations, certains types de sol, ...). Les informations quantitatives (par exemple, teneur en éléments minéraux disponibles en dessous de laquelle il y a un risque de perte de « fertilité chimique ») sont basées sur peu d'études et semblent difficilement généralisables. Des outils complexes (modèles mécanistes) ou plus simples (bilan entrées-sorties des éléments minéraux) ont été identifiés ; ils peuvent permettre d'évaluer les conséquences de la récolte de biomasse sur la fertilité des sols, voire l'acidification des eaux de surface. Les modèles mécanistes sont néanmoins trop complexes pour être utilisés par les gestionnaires forestiers.

La liste des indicateurs sélectionnés dans le cadre du projet INSENSE, et les recommandations en fonction d'indicateurs contextuels, fera l'objet d'un autre document.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSÉ

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

1) Introduction

La présente étude est réalisée dans le cadre du Projet INSENSÉ (« *INDicateurs de SENSibilité des Écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse* » ; APR REACTIF 2), financé par l'ADEME, et qui est dans la continuité du projet RESOBIO (« *Gestion des Rémanents forestiers : préservation des SOLs et de la BIOdiversité* »). Le projet RESOBIO avait permis de montrer des effets globalement négatifs et significatifs de la récolte des rémanents sur la « fertilité chimique » des sols, l'état physique des sols et la croissance des arbres après récolte, ainsi que des effets sur la biodiversité (Achat et al. 2013 ; Bouget 2013 ; dans : Landmann & Nivet, 2013). Les études du projet RESOBIO avaient également révélé des impacts très variables suivant le contexte, avec une absence d'effets dans certaines situations. Cependant les études n'avaient pas permis de mettre en évidence ou de confirmer les causes de l'hétérogénéité des effets et donc de déduire des indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers (l'intensité des effets sur la « fertilité chimique » des sols pourrait, par exemple, être liée au niveau initial (par exemple, indicateur de sensibilité = richesse initiale en éléments minéraux disponibles)). **La présente étude a donc pour objectif de faire une synthèse des variables clés permettant d'évaluer le niveau des risques (intensité des impacts) liés à la récolte des rémanents forestiers, sur la base d'une analyse bibliographique.** La calibration entre certaines de ces variables clés et des indicateurs accessibles par les questionnaires forestiers sera ensuite réalisée, ce qui permettra à terme d'établir des recommandations en fonction du contexte.

Les parties qui suivent portent sur les documents de référence (partie 2), les types d'impacts environnementaux (ou thèmes ; partie 3), les recommandations générales visant à limiter les différents impacts (partie 4) et les indicateurs de sensibilité (et recommandations spécifiques en fonction des indicateurs ; partie 5).

2) Sources d'information et documents analysés

Dans cette étude, certains documents (guides, normes, synthèses) précédemment utilisés et cités par Anne-Sophie Cabral dans le cadre du projet RESOBIO (« *Les documents d'orientation des pratiques de gestion des rémanents forestiers à l'étranger : revue bibliographique* » ; dans : Landmann & Nivet, 2013) ont été ré-analysés afin d'en dégager les différents indicateurs de sensibilité des forêts à la récolte des rémanents. D'autres documents (guides, normes et articles scientifiques) ont également été collectés en utilisant internet ou la base de données « ISI Web of Science », mise à disposition par l'INRA. Les documents analysés concernent principalement les Etats Unis d'Amérique, le Canada et plusieurs pays d'Europe (essentiellement Suède, Finlande, Royaume-Uni ; également Allemagne, Autriche, Danemark, Norvège, ...). Peu de documents sont disponibles pour les autres régions forestières du monde. Quelques informations ont néanmoins été recueillies pour la Russie, la Nouvelle-Zélande, l'Australie, certains pays d'Amérique du Sud (Brésil, Chili) et d'Afrique et la région Asie-Pacifique.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Les documents analysés (voir liste des références) donnent le plus souvent des recommandations lors des opérations sylvicoles ou lors de la récolte de biomasse. Mais certains documents donnent des recommandations plus spécifiques, en lien avec la récolte des rémanents. Les recommandations sont établies afin de limiter différents types d'impacts.

En lien avec chaque type d'impact (ou thème), il existe des recommandations générales, « applicables pour tous les sites », et/ou des recommandations plus spécifiques en fonction d'un ou plusieurs indicateur(s) de sensibilité. En général, plus un indicateur révèle un niveau de risque élevé, plus les recommandations sont restrictives.

3) Types d'impacts, classés par thèmes

Les recommandations sont généralement établies pour chacun des principaux thèmes ci-dessous :

- **Productivité du site ou du sol** (perte de croissance des arbres), qui dépend de la fertilité chimique et physique du sol,
- « **Fertilité chimique** » du sol (perte de fertilité chimique principalement du fait de l'exportation supplémentaire d'éléments minéraux avec les rémanents ; acidification du sol),
- **Etat physique (et hydrologique) du sol** (dommage physique par compaction, orniérage, modification de l'hydrologie du sol et érosion (perte de sol)),
- **Qualité de l'eau** (sédimentation, acidification, eutrophisation des zones aquatiques à proximité ou en aval des forêts). Les impacts sur la qualité de l'eau sont souvent reliés aux dommages (physiques) des sols : la sédimentation et l'eutrophisation des eaux de surface sont notamment liées à l'érosion des sols. Une attention particulière est généralement portée aux **zones riveraines** autour des zones aquatiques parce qu'elles jouent un rôle de filtre en limitant le transfert de sédiments et nutriments grâce aux couches de litières et débris,
- **Biodiversité** (perte d'habitats et de substrats des forêts). La biodiversité en milieu aquatique peut être par ailleurs affectée via une modification de la qualité de l'eau.

Les principaux effets de la récolte des rémanents sur la « fertilité chimique », l'état physique du sol, la productivité, la qualité de l'eau et la biodiversité sont synthétisés dans la **figure 1** (voir également les synthèses : Lattimore et al. 2009, Stupak et al. 2011).

En plus de ces quatre thèmes principaux, il existe également des recommandations en lien avec :

- Le **risque d'incendie des forêts**
- La **santé des forêts** (risque de propagation de maladies fongiques ou d'insectes nuisibles)
- Autres thèmes : présence de sites récréatifs, historiques, archéologiques ; paysage.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

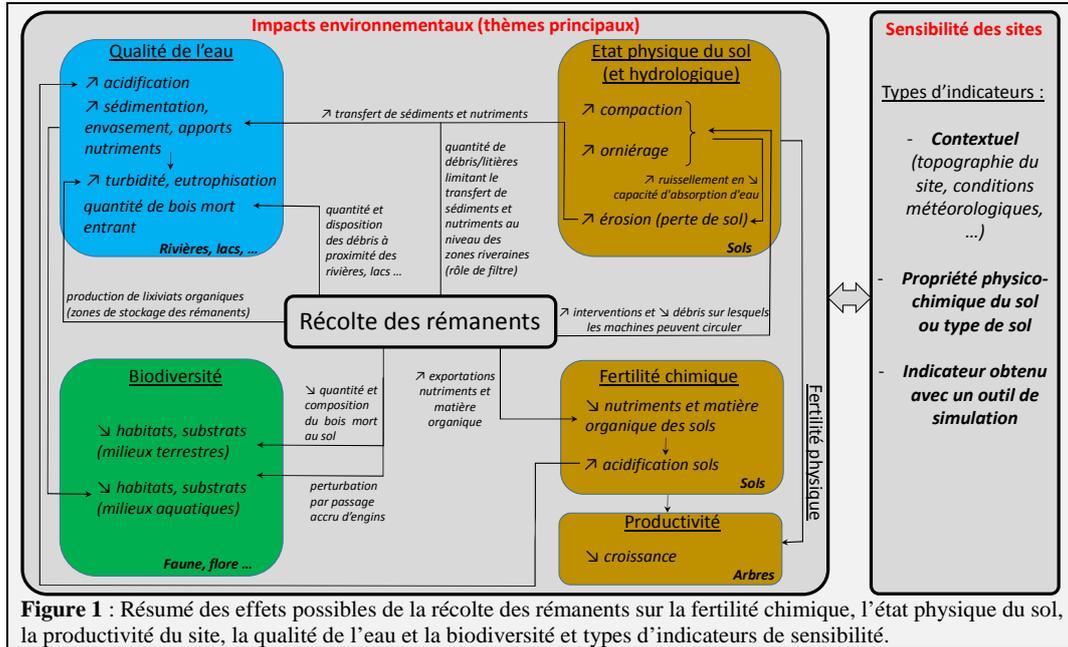


Figure 1 : Résumé des effets possibles de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique, l'état physique du sol, la productivité du site, la qualité de l'eau et la biodiversité et types d'indicateurs de sensibilité.

4) Recommandations générales concernant la récolte des rémanents

Dans certains guides, il peut être recommandé de ne pas exporter les rémanents. Mais, à l'exception des situations sensibles (cas particuliers liés à des indicateurs : voir autres parties du rapport), les recommandations portent généralement sur le fait de retenir une partie des résidus de récolte (fins et grossiers) afin de i) limiter les exportations de nutriments et donc la perte de « fertilité chimique » des sols, ii) limiter les dommages physiques et iii) maintenir des quantités et une diversité suffisantes de bois mort (débris grossiers, arbres morts debout ou au sol ; également des arbres vivants à cavités ...) qui sont sources d'habitats. Par exemple aux USA, en Suède et en Finlande, il est généralement recommandé de laisser ≈20-30% des résidus de récolte (NEFA 2012 ; plus dans des conditions particulières : par exemple, en cas de forte pentes (voir autres parties du rapport)) ou des quantités minimales de bois mort tombé. Les quantités minimales ou moyennes de débris ligneux mesurées dans des forêts non-gérées peuvent servir de référence pour les gestionnaires forestiers. Ces quantités sont par exemple de 1-3 tonne(s) par acre, soit ≈ 2,5-7,4 tonnes/ha (pour le Sud-Est des USA, Dickinson et al. 2012), ou représentent 1-9% de la surface au sol (Nord-Ouest Pacifique, USA, Davis et al. 2013). La limitation des exportations peut également se faire en récoltant les rémanents après une période de séchage (ou en hiver pour les feuillus) permettant la chute des compartiments riches en éléments minéraux (feuillage, brindilles). On trouve également des informations sur les quantités minimales d'arbres morts encore debout (sur la base de forêts non-gérées), essentiellement pour des questions de biodiversité : par exemple, 5-17 chicots par acre (soit ≈ 12-42 chicots/ha) suivant le type de forêt dans le Sud-Est des USA (Dickinson et al. 2012), 2-11 chicots par acre (soit ≈ 5-27 chicots/ha) suivant le type de forêt dans le Nord-Ouest Pacifique des USA (Davis et al. 2013). [Toujours pour des questions de biodiversité, il peut également être recommandé de laisser des parcelles intactes (« uncut patches ») à l'intérieur ou à proximité des zones d'exploitation (Nord Est des USA, NEFA 2012).]

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5) Indicateurs de sensibilité (et recommandations spécifiques en fonction des indicateurs)

Les informations recueillies dans les différents documents et pour les différents pays (thème, nature de l'indicateur, description de l'indicateur, cas de sensibilité à la récolte de biomasse ou plus spécifiquement à la récolte de rémanents, ...) sont détaillées dans les **annexes 2 à 4**. Les parties qui suivent font la synthèse de ces informations.

Nature des indicateurs : La synthèse des documents montre que les indicateurs sont souvent liés au **contexte** (météorologique, topographique, géologique, pédologique, présence de cours d'eau, ...). Il existe néanmoins des indicateurs qui correspondent ou peuvent être liés à des **propriétés du sol**. Enfin, il existe des **outils (ou modèles)** qui peuvent être utilisés afin d'évaluer un risque.

5.1) Indicateurs en lien avec la fertilité chimique (et la productivité des sols)

5.1.1) Principaux indicateurs

Suivant les cas, les documents font référence soit à la fertilité du sol ou du site « au sens stricte » (capacité à produire de la biomasse), soit plus spécifiquement à la « fertilité chimique » du sol. Cette partie porte essentiellement sur la « fertilité chimique » (« *richesse des sols en éléments minéraux* », « *stocks* », ...).

La sensibilité des sites à la perte de « fertilité chimique » est souvent reliée au **niveau intrinsèque de richesse des sols en éléments minéraux**, voire à la richesse en éléments minéraux et aux **quantités initiales de débris (figure 2)**. Ainsi, plus les sols sont pauvres en nutriments et moins il y a de débris préexistants, plus les risques de perte de « fertilité chimique » sont élevés et plus les recommandations sont restrictives.

La richesse en nutriments du sol (ou la fertilité « au sens large », la productivité du site) est souvent mentionnée sans donner des variables (propriétés de sol, ...) plus précises. Néanmoins, certains documents fournissent des indicateurs qui sont principalement en lien avec la « fertilité chimique » :

La richesse en nutriments d'un sol peut être appréciée sur la base du **contexte pédologique et/ou géologique** : **type de sol**, selon un système de classification des sols et/ou le degré d'altération ; **nature de la roche mère**, selon sa richesse en cations pouvant être libérés par altération.

La « fertilité chimique » des sols peut aussi être évaluée via certaines **propriétés du sol**, principalement la **texture**, l'**acidité** (et le pouvoir tampon), la **capacité de rétention en eau** et la **teneur en matière organique du sol**, l'**épaisseur du profil de sol**, l'**épaisseur/quantité de litière ou débris**, et dans certains cas la **teneur ou le stock en éléments minéraux disponibles du sol**.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

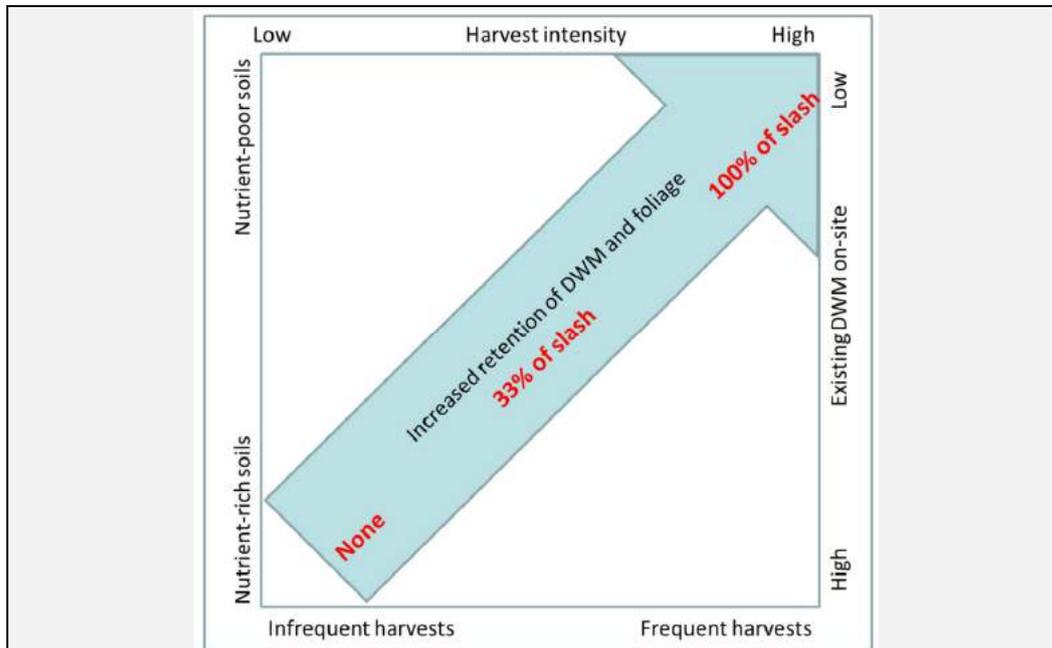


Figure 2 : Recommandations (récolte des débris ligneux et feuillage / résidus de coupe) en fonction d'indicateurs liés à la « fertilité chimique » des sites (richesse en nutriments des sols et quantité existante de débris ; Davis et al. 2013, Dickinson et al. 2012, pour le Sud-Est et le Nord-Ouest des USA). Plus de débris peuvent être récoltés dans les sites fertiles où les quantités existantes sont importantes. La quantité minimale de débris ligneux pour maintenir la fertilité chimique (et la biodiversité) doit par exemple être de 1 ou 3 tonne(s) par acre pour le Sud-Est des USA. Les recommandations sont également fonction de l'intensité et de la fréquence des récoltes.

DWM = « *downed woody material* » = débris ligneux tombés. Ici, ce terme inclut trois classes de taille de débris :
Les **débris fins** (« *fine woody material* » FWM = suivant les définitions : bois mort avec un diamètre inférieur à 7.6 cm (3 « *inches* ») ou inférieur à 15 cm (6 « *inches* ») à l'extrémité la plus large) ;
Les **débris grossiers** (« *coarse woody material* » CWM = suivant les définitions : bois mort avec un diamètre supérieur à 15 cm (6 « *inches* ») à l'extrémité la plus large ou bois mort avec un diamètre minimal de 7.6 cm (3 « *inches* ») à l'extrémité la moins large et une longueur minimale d'environ 91 cm (3 « *feet* ») ;
Une autre classe de **débris grossiers** (« *large woody material* » LWM = par exemple, les grumes avec un diamètre supérieur à 30 cm (12 « *inches* »)).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.1.2) Classifications des sites en fonction des principaux indicateurs

- Les sols secs à texture grossière (sols sableux), les sols peu épais (ou avec peu de litière), les sols rocailloux, les sols altérés (ou issus de roches pauvres en bases), les sols acides, les sols pauvres en matière organique, avec une faible CEC, avec un taux de saturation faible ou moyen, ou avec une faible capacité de rétention en eau sont généralement considérés comme intrinsèquement pauvres en nutriments et présentent un risque important de perte de « fertilité chimique ».

- Un exemple de classification des sites en fonction du risque de perte de « fertilité chimique », basée à la fois sur la nature de la roche mère et la teneur en matière organique dans le sol minéral de surface est donné dans la **figure 3** (exemple pour le Nord-Ouest Pacifique des USA ; Kimsey et al. 2011). Cette classification des sites est faite par région et est basée sur un système d'information géographique (SIG). En plus d'une évaluation du risque de perte de « fertilité chimique », l'approche intègre également le risque de perturbation physique des sols via d'autres indicateurs (voir détails dans les parties 5.2 et 5.3).

Rock Nutrient Status			
Good (1)	Moderate (2)	Poor (3)	Very Poor (4)
Basalt, Calc-silicate rocks	Alluvium, Felsic gneiss, Granite, Granodiorite, Quartz Diorite, Schist, Siltite/Argillite, Tonalite	Amphibolite, Andesite, Dacite, Diorite/Gabbro, Feldspathic Quartzite, Felsic Dikes/Sills, Gravels, Marble, Pegmatite, Quartz Diorite Gneiss, Rhyolite, Ultramafics	Quartzite

Figure 3 : Classification des sites par région en fonction du risque de perte de nutriments, basée sur un système d'information géographique : nature de la roche mère (classement en fonction du potentiel d'altération et la teneur en cations) et la teneur en matière organique dans le sol minéral de surface (Kimsey et al., 2011 ; USA, Nord-Ouest Pacifique). Quatre classes de teneurs en matière organique dans le sol minéral de surface (0-30 cm) sont considérées : très élevé>12%, élevé=8-12%, moyen=4-8%, faible<4%.

- Des exemples de relations entre l'effet de la récolte des rémanents sur la perte de nutriments ou la productivité (croissance des arbres) après récolte et des indicateurs de « fertilité chimique » des sols sont présentés dans les **figures 4 & 5**. La **figure 4** montre des relations entre perte de croissance (en %) et des **indicateurs de disponibilités des nutriments**, sur la base des résultats de sept dispositifs expérimentaux aux USA (Scott & Dean, 2006). La **figure 5** montre une autre relation, entre la perte de nutriments (en %) et l'**épaisseur de litière** comme indicateur. Cet indicateur représente approximativement les stocks de nutriments et l'humidité dans le sol de surface (résultats de 13 dispositifs en Finlande ; Tamminen et al. 2012).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Les deux études (**figures 4 & 5**) suggèrent qu'il est possible de relier la sensibilité des sites à la perte de fertilité chimique/productivité à une mesure de disponibilité initiale en éléments minéraux du sol. Cependant, le développement de relations générales nécessite de prendre en compte plusieurs autres paramètres et notamment les exportations d'éléments minéraux (Achat et al. 2013, dans : Landmann & Nivet 2013). En effet, certaines études montrent que les pertes de fertilité chimique ou de productivité peuvent être directement corrélées aux **quantités d'éléments minéraux exportés** (Nord-Larsen 2002 ; **figure 6**) ou aux **masses de rémanents récoltés** (en tonnes par ha ; Tamminen et al. 2012 ; **figure 7A** ; les pertes en nutriments étant corrélées aux quantités de rémanents récoltés : voir **annexe 5**). Il est néanmoins important de noter que les cas d'étude en Scandinavie semblent indiquer un effet de la quantité de rémanents récoltés (et/ou de l'épaisseur de litière) sur le niveau d'impact sur la « fertilité chimique » des sols (Tamminen et al. 2012), mais pas sur la croissance et le statut nutritionnel des arbres (analyse des données publiées par Helmissari et al. (2011), Jacobson et al. (2000) et Lairo et al. (2009) ; **annexe 6**).

Etant donné que le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la « fertilité chimique » des sols dépend à la fois des quantités initiales et des pertes en nutriments, un « **indice de charge** » peut donc être calculé. Il s'agit par exemple du rapport entre les quantités d'éléments minéraux exportés avec les rémanents et les stocks dans la litière (**figure 7B** ; Tamminen et al. 2012). Plus généralement, il peut aussi s'agir du rapport entre les quantités d'éléments minéraux exportés avec l'ensemble de la biomasse (en comparant récolte conventionnelle et récolte intensive) et les stocks dans le profil de sol (par exemple, Adams et al. 2000 ; **annexe 7**) ou dans l'ensemble de l'écosystème (« *ecosystem nutrient capital* » ; Johnson et al. 1982).

- Un exemple de classification des sites en fonction du risque de perte de nutriments (et de productivité) et d'acidification suite à la récolte de rémanents ou de souches, basée sur le type de sol, est donné dans les **figures 8 & 9** (exemple pour le Royaume-Uni ; Forest Research, 2009a, b). Le risque d'acidification est basé sur le statut acido-basique (acidité, pouvoir tampon) des différents types de sol et leur vulnérabilité à l'exportation de cations. En plus d'une évaluation du risque de perte de « fertilité chimique », l'approche prend également en compte les risques de dommage physique des sols (et de perte de qualité des eaux de surface) également via le type de sol (voir détails dans la partie 5.3.2.). Plus généralement, le classement des différents types de sol, selon s'ils sont appropriés ou non à la sylviculture, dépend de plusieurs critères : drainage, propriétés physiques, productivité, acidité, lixiviation dans le profil, type de roche mère, présence d'un horizon induré (riche en oxydes de fer) limitant le drainage et la croissance racinaire, teneurs en matière organique et en eau, ... (Teagasc: Agriculture and food development authority in Ireland ; http://www.teagasc.ie/forestry/docs/research/Teagasc_soil_groups_and_forestry.pdf).

- Un autre système de classification des sites en fonction du risque de perte de « fertilité chimique », basé entre autres sur le type de sol (type de dépôts) est donné dans la **figure 10** (exemple pour le Québec, Canada, Paré et al. 2002, Thiffault 2008).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

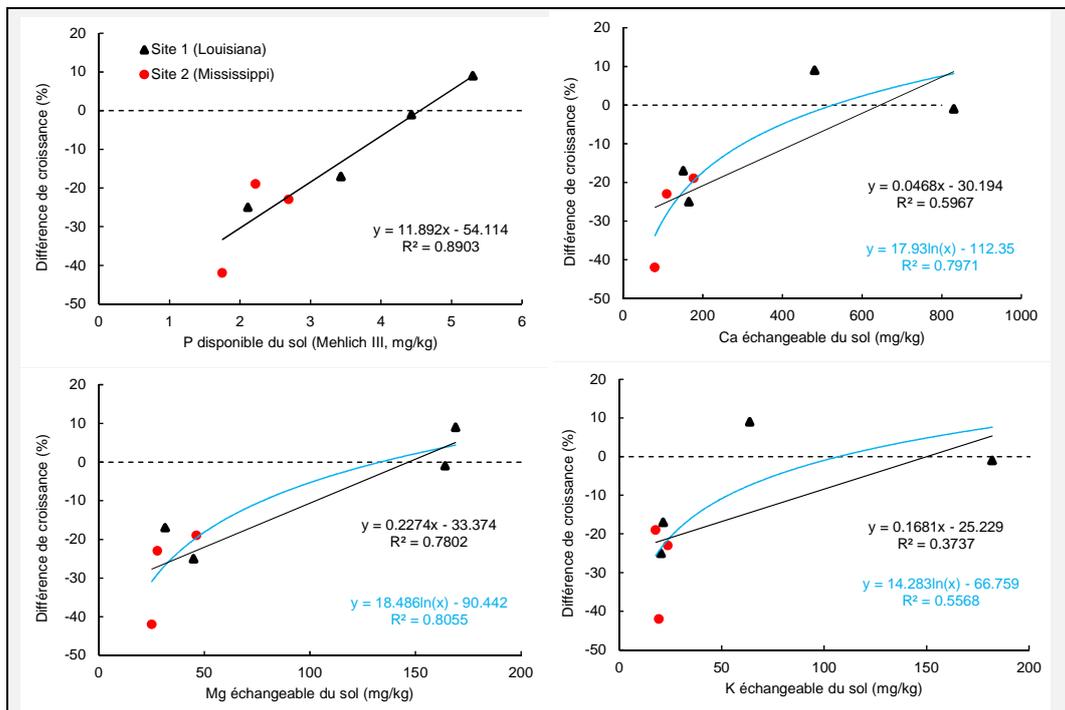


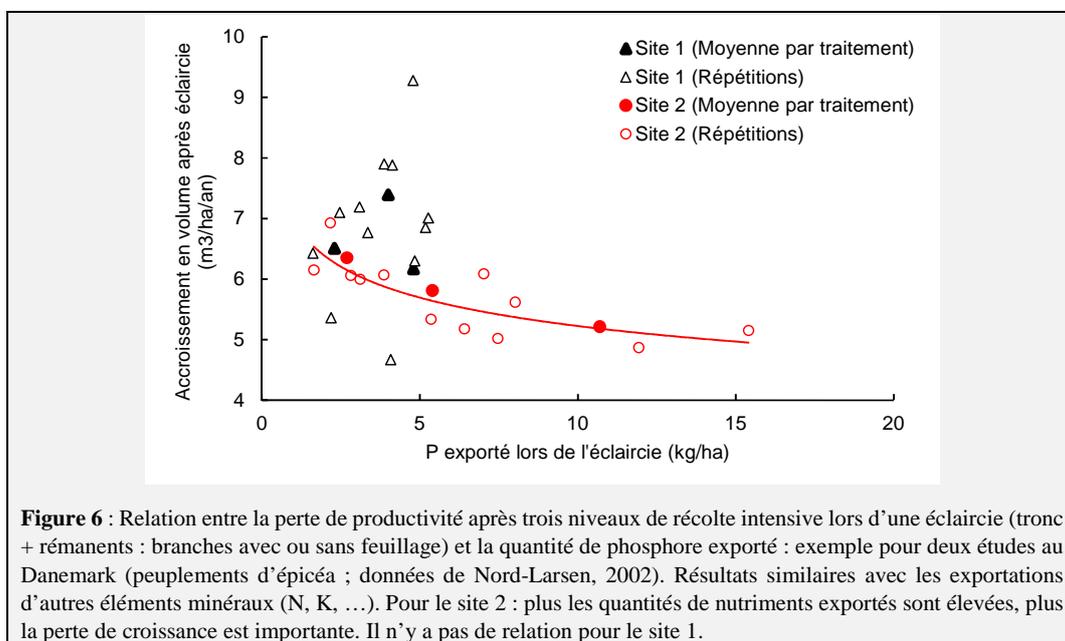
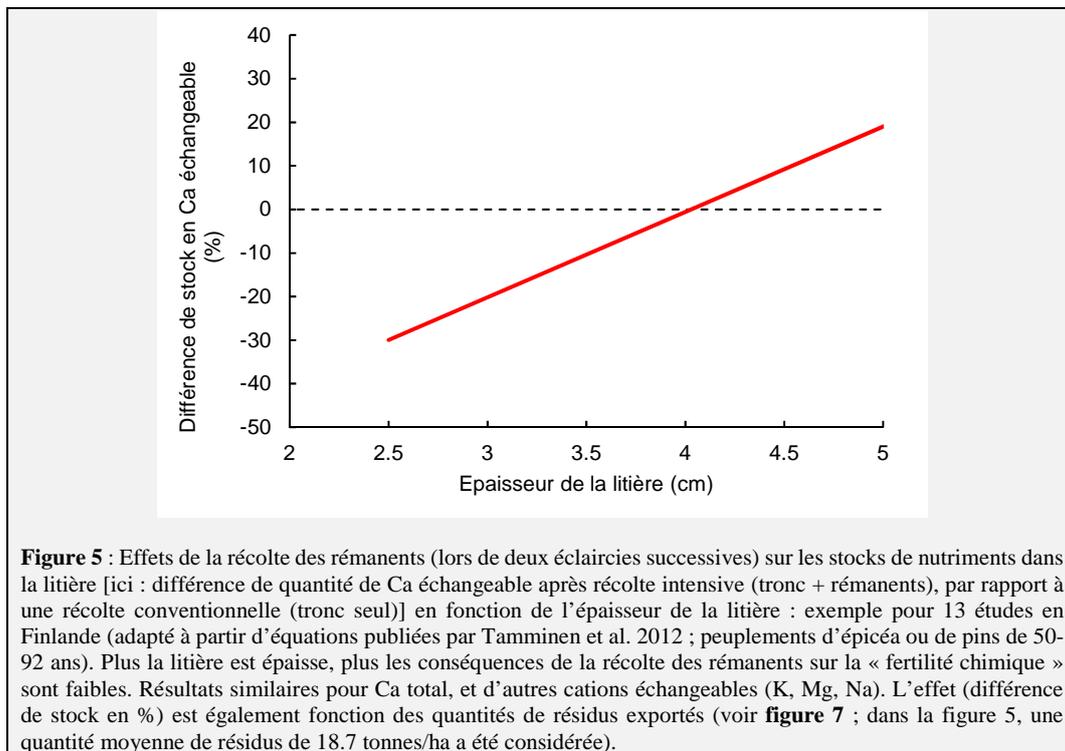
Figure 4 : Effets de la récolte des rémanents sur la croissance des arbres [différence de biomasse des arbres après récolte intensive (tronc + rémanents), par rapport à une récolte conventionnelle (tronc seul)] en fonction des teneurs initiales en nutriments disponibles dans le sol minéral de surface (0-15 cm) : exemple pour 7 études aux USA, LA & MS (adapté à partir des données de Scott & Dean 2006 ; peuplements de pins de 10ans). Plus la teneur en éléments minéraux disponibles dans les sols est élevée, plus les conséquences de la récolte des rémanents sur la croissance sont faibles.

Des régressions linéaires ont été utilisées dans l'article. Des régressions non-linéaires ont été ajoutées ici.

Sur la base des régressions, il y a une perte de croissance lorsque les teneurs en éléments disponibles sont en dessous de 4.6 mg/kg pour le P (Mehlich III), 526-645 mg/kg pour le Ca échangeable, 133-147 mg/kg pour le Mg échangeable et 107-150 mg/kg pour le K échangeable.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

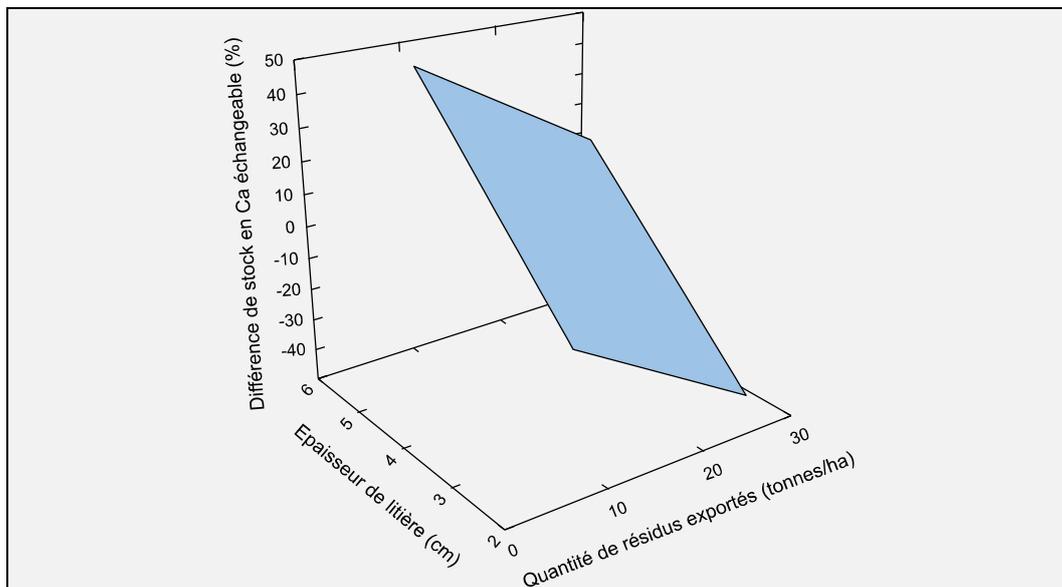


Figure 7A : Effets de la récolte des rémanents (lors de deux éclaircies successives) sur les stocks de nutriments dans la litière [ici : différence de quantité de Ca échangeable après récolte intensive (tronc + rémanents), par rapport à une récolte conventionnelle (tronc seul)] en fonction des quantités de résidus exportés et l'épaisseur de la litière : exemple pour 13 études en Finlande (adapté à partir des données de Tamminen et al. 2012 ; peuplements d'épicéa ou de pins de 50-92ans). Plus les quantités exportées de résidus et donc de nutriments sont élevées, plus les pertes de « fertilité chimique » sont importantes. Résultats similaires pour Ca total, et d'autres cations échangeables (K, Mg, Na).

Relations entre le niveau des effets de la récolte des rémanents (différence de stock en nutriments dans la litière, en %), les quantités de résidus exportés (en tonnes/ha) et l'épaisseur de litière (en cm) :

- Pour le Ca total : différence = $0.539 - 0.0182 * \text{résidus} + 0.206 * \text{litière}$
- Pour le Ca échangeable : différence = $0.547 - 0.0180 * \text{résidus} + 0.196 * \text{litière}$
- Pour le K échangeable : différence = $0.726 - 0.0100 * \text{résidus} + 0.114 * \text{litière}$
- Pour le Mg échangeable : différence = $0.642 - 0.0129 * \text{résidus} + 0.140 * \text{litière}$
- Pour la somme des bases échangeables (Ca, K, Mg, Na) : différence = $0.590 - 0.0161 * \text{résidus} + 0.175 * \text{litière}$

En lien avec ces relations, un « *indice de charge* » a été calculé ; il s'agit du rapport entre les quantités de nutriments exportés avec les résidus et les stocks totaux dans la litière (Figure 7b).

Essence	Nombre d'éclaircies	N total	P total	Ca total	Mg total	K total
Pin	1	0.09	0.14	0.21	0.33	0.63
Pin	2	0.18	0.31	0.43	0.67	1.26
Epicéa	1	0.11	0.23	0.37	0.36	0.71
Epicéa	2	0.21	0.44	0.68	0.64	1.41
Classement de l'indice*		faible	faible	moyen	moyen	élevé

*Classement selon les auteurs. Une valeur faible de l'indice signifie que les quantités de nutriments exportés sont faibles en comparaison aux stocks dans les litières.

Figure 7B : indices de charge : rapport entre les quantités de nutriments exportés avec les résidus et les stocks totaux dans la litière (en kg/ha) (Tamminen et al. 2012). Selon les auteurs, un indice de charge de 0.2-0.4 est considéré comme faible, un indice de charge de 0.4-0.7 est considéré comme moyen et un indice de charge autour de (ou supérieur à) 1 est considéré comme élevé.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Soil group	Soil type	Ground damage	Soil fertility	Soil Acidity	Combined Factors
Brown earths	1, 1d, u	L	L	L	L
	1z	L	M	M	M
Podzols	3, 3m	L	H	H	H
	3p	M*	H	H	H
Ironpan soils	4, 4b, 4p	M*	M	M	M*
	4e, 4z	M	H	H	H
Calcareous soils	12a, b, t	L	L	L	L
Ground water gleys	5, 5p	M*	L	L	M*
Peaty gleys	6	M	M	M	M
	6p	H	M	M	H
	6z	M	H	H	H
Surface water gleys	7, 7b	M	L	M	M
	7z	M	M	M	M
<i>Juncus</i> bogs	8a, b, c, d	H	L	L	H
<i>Molinia</i> bogs	9a, b	H	M	M	H
	9c, d, e	H	H	H	H
Unflushed bogs	11a, b, c, d	H	H	H	H
Rankers	13b, r, z	L	H	H	H
	13g, p	M	H	H	H
Skeletal soils	13s	L	H	H	H
Littoral soils	15s, d, e, i	L	H	H	H
	15g, w	H	H	H	H

* The risk category for 3p, 4p and 5p soils should be changed to high for ground damage and thus for the combined factors where the depth of the peaty surface layer is >25 cm.

⇒ **Risques liés à la récolte des branches**

Figure 8 : Classification des sites en fonction des niveaux de risque de dommage physique des sols (compaction, érosion, orniérage ; avec conséquence sur la qualité de l'eau), de perte de fertilité (probablement perte de nutriments : « fertilité chimique ») et d'acidification des sols et des cours d'eau (qualité des cours d'eau), basée sur le type de sol (**risques liés à la récolte des branches** ; Royaume-Uni ; Forest Research, 2009a).

« L » = « Low » (risque faible), « M » = « Medium » (risque moyen), « H » = « High » (risque élevé).

« Soil type » = type de sol :

- Brown earths = typical (code =1), Basic (1d), Upland (1u), Podzolic (1z)
- Pozdols = Typical (3), Hardpan (3m), Peaty phase (5-45 cm peat; 3p)
- Ironpan soils = Typical (4), Podzolic (4z), Peaty phase (15-45 cm peat; 4p), Integrate (4b), Ericaceous (4e)
- Calcareous soils = Rendzina (12a), Calcareous brown earth (12b), Argillic brown earth (12t)
- Ground water gleys = Typical (5), Peaty phase (5-45 cm peat; 5p)
- Peaty gley soils = Typical (6), Podzolic (6z), Deeper peaty phase (25-45 cm peat; 6p)
- Surface water gleys = Typical (7), Podzolic (7z), Brown (7b)
- *Juncus* bogs = *Phragmites* (or Fen) bog (8a), *Juncus articulatus* or *acutiflorus* bog (8b), *Juncus effusus* bog (8c), *Carex* bog (8d)
- *Molinia* (flushed blanket) bog = *Molinia*, *Myrica*, *Salix* bog (9a), Tussocky *Molinia*, *Molinia*, *Calluna* bog (9b), Tussocky *Molinia*, *E. vaginatum* bog (9c), Non-tussocky *Molinia*, *E. vaginatum*, *Trichophorum* bog (9d), *Trichophorum*, *Calluna*, *Eriophorum*, *Molinia* bog (weakly flushed) (9e)
- Unflushed blanket bogs = *Calluna* blanket bog (11a), *Calluna*, *E. vaginatum* blanket bog (11b), *Trichophorum*, *Calluna* blanket bog (11c), *Eriophorum* blanket bog (11d)
- Rankers = Brown (13b), Gley (13g), Peaty (13p), Podzolic (13z), Rock (13r)
- Skeletal soils = Scree (13s)
- Littoral soils = Shingle (15s), Dunes (15d), Sand with deep water-table (15e), Sand with moderately deep water-table (15i), Sand with shallow water-table (15g), Sand with very shallow water-table (15w).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Soil group	Soil type	Ground damage	Soil carbon loss	Soil infertility	Soil acidification	Combined Risk
Brown earths	1, 1d, 1u	L	L	L	L	L
	1z	L	L	M	M	M
Podzols	3, 3m	L	L	H	H	H
	3p	M**	M	H	H	H
Ironpan soils	4, 4p	M**	M	M	M	M**
	4b	M	L	M	M	M
	4z, 4e	M	L	H	H	H
Calcareous	12b, t	L	L	L	L	L
	12a	L	L	H*	L	H*
Ground-water	5	M	L	L	L	M
	5p	M**	M	L	L	M**
Peaty gleys	6	M	M	M	M	M
	6z	M	M	H	H	H
	6p	H***	M	M	M	H
Surface-water	7, 7b	M	L	L	M	M
	7z	M	L	M	M	M
Juncus bogs	8a-d	H	H	L	L	H
Molinia bogs	9a, b	H	H	M	M	H
	9c, d, e	H	H	H	H	H
Unflushed	11a-d	H	H	H	H	H
Rankers	13b,z,r	L	L	H	H	H
	13g	M	L	H	H	H
	13p	M	M	H	H	H
Skeletal soils	13s	L	L	H	H	H
Littoral soils	15s,d,e,i	L	L	H	H	H
	15g, w	H	L	H	H	H

L: low risk; M: medium risk; H: high risk. *Only for conifer stands, otherwise low risk.
 **3p, 4p and 5p are high risk where the depth of the peaty surface layer is >25 cm.
 ***6p is classed high risk for ground damage because depth of peat is 25-45 cm.

⇒ Risques liés à la récolte des souches

Figure 9 : Classification des sites en fonction des niveaux de risque de dommage physique des sols (compaction, érosion, orniérage ; avec conséquence sur la qualité de l'eau), de perte de carbone et fertilité (probablement perte de nutriments : « fertilité chimique ») et d'acidification des sols et des cours d'eau (qualité des cours d'eau), basée sur le type de sol (**risques liés à la récolte des souches** ; Royaume-Uni ; Forest Research, 2009b).

« L » = « Low » (risque faible), « M » = « Medium » (risque moyen), « H » = « High » (risque élevé).

Voir description des types de sol dans la figure 8.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

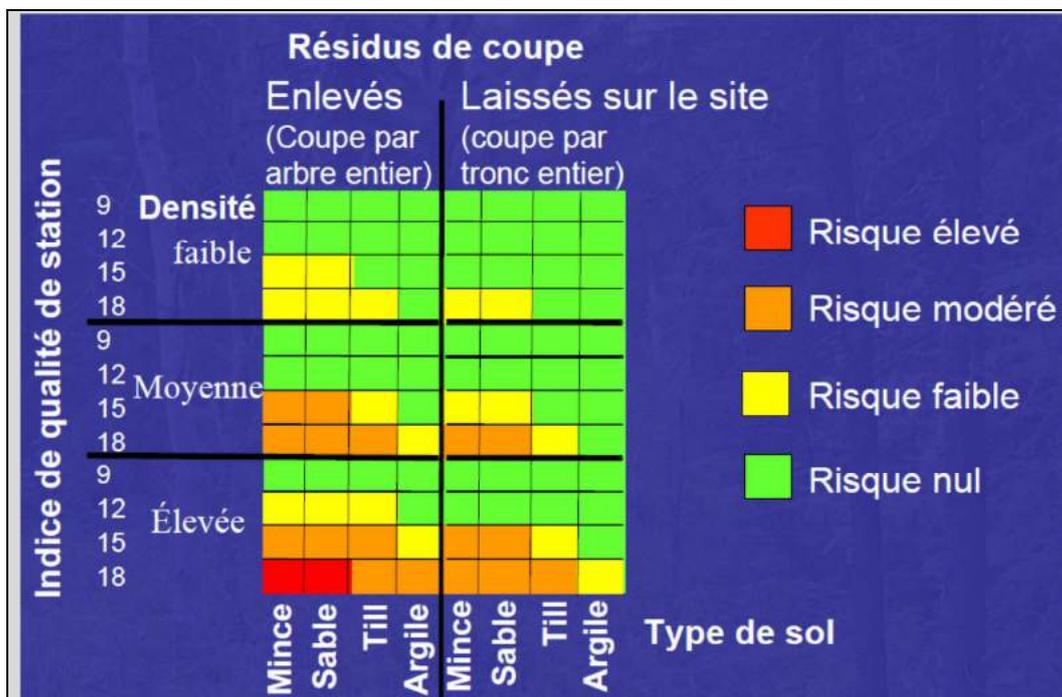


Figure 10 : Système de classification des sites vis-à-vis du risque de perte de nutriments, en fonction du type de sol, des caractéristiques du peuplement (essences, densité, indice de qualité du site) et de l'intensité des récoltes (tronc seul vs. arbre entier) (Québec, Canada, Paré et al. 2002, Thiffault 2008). D'après les auteurs, ce système peut être utilisé par les gestionnaires forestiers à partir d'informations accessibles. Voir détails dans l'annexe 8.

Types de dépôts / sols (système de classification Canadien) :

- « Mince » = dépôts glaciaires minces sur roches (épaisseur de sol < 25 cm) / sols acides à texture grossière, principalement Humo-Ferric Podzols
- « Sable » = sables fluvio-glaciaires / sols acides à texture grossière, principalement Humo-Ferric Podzols
- « Till » = matériaux grossiers, épaisseur > 25 cm / sols acides à texture grossière, principalement Humo-Ferric Podzols
- « Argile » = argiles glacio-lacustres / Grey Luvisols

Niveaux de risque de perte de nutriments, basés sur des bilans entrées-sorties :

- Risque nul : sorties < entrées
- Risque faible : sorties > entrées de moins de 33%
- Risque moyen : sorties > entrées de 33-66%
- Risque fort : sorties > entrées de plus de 66%

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.1.3) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

Des exemples de recommandations spécifiques (pour le Maryland, USA ; Pinchot Institute 2010), en fonction des principaux indicateurs de sensibilité (texture, épaisseur de sol ou de litière, acidité, type de sol suivant le degré d'altération, ...), sont donnés dans la **figure 2** et l'**annexe 9**.

Un autre exemple de recommandations spécifiques vis-à-vis de la récolte des rémanents, en fonction d'une classification basée sur le type de sol, est donné dans les **annexes 10 à 12** (pour le Royaume-Uni ; Forest Research 2009a, b).

5.1.4) Autres indicateurs

La sensibilité des sites à la perte de fertilité (« fertilité chimique » du sol ou productivité du site) peut aussi être reliée à d'**autres indicateurs contextuels** :

Les sites peuvent notamment être classés en fonction de leur **capacité de production**, selon un **indice de qualité du site** (« *site index* ») qui représente la hauteur des arbres pour un âge donné (par exemple, Pinchot Institute 2010, Scott & Dean 2006, Paré et al. 2002 : **figure 10**). Néanmoins, Scott & Dean (2006) ont montré que l'**accroissement annuel** en biomasse de tronc avant récolte pouvait être un meilleur indicateur de sensibilité des forêts à la perte de croissance après récolte des rémanents (USA, LA & MS, **figure 11**). Cependant, l'analyse de données issues de plusieurs études en Scandinavie n'a pas permis de confirmer la pertinence de ces indicateurs dans un autre contexte (il semble y avoir des relations avec l'indice de qualité des sites pour une des deux essences étudiées (pour l'Épicéa commun) : **annexe 6a**). Voici un exemple de conclusion issue d'un article scientifique (Egnell & Ulvcróna 2015) : « *Il est souvent admis (et recommandé dans les guides) que la récolte de l'arbre entier doit être évitée dans les sites pauvres afin de maintenir la productivité. Cette hypothèse n'est pas supportée par les données de cette présente étude ou les résultats d'autres études sur les effets de la récolte de l'arbre entier lors d'éclaircies dans des peuplements de pins sylvestre. La réponse relative (perte de croissance) semble être constante le long du gradient de fertilité (indice de qualité du site), peut-être parce que les exportations de nutriments sont plus faibles dans les sites peu fertiles ...* ». **Il semble donc y avoir une contradiction quant à l'effet de la récolte des rémanents en fonction de la fertilité des sites (par ex. indice de qualité). D'un côté, il peut être considéré que les pertes de nutriments sont faibles en comparaison aux quantités initiales dans les sites riches (faibles pertes relatives). Mais, d'un autre côté, les quantités de nutriments exportés sont plus faibles dans les sites pauvres. Ainsi, suivant les études, les sites productifs peuvent présenter un risque plus faible (figure 11, Scott & Dean, 2006), plus fort (figure 10, Paré et al. 2002), ou un risque comparable à celui dans les sites moins productifs (Egnell & Ulvcróna 2015, annexe 6a).**

En Suède et Finlande, les sites peuvent être classés en fonction de leur fertilité selon un autre système (sites fertiles : « *fertile herb-rich site types* », sites pauvres en nutriments : « *nutrient-poor xeric site types* », classification de Cajander 1949). L'utilisation de données publiées n'a cependant pas permis de tester la pertinence de cet indicateur (voir détails dans l'**annexe 6b**). En effet, dans les études analysées, les milieux fertiles étaient essentiellement constitués d'Épicéa commun et les peuplements en milieux pauvres de Pin sylvestre. Il est donc difficile de distinguer un effet site d'un éventuel effet essence.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Il existe aux USA un système de classification des sites en fonction de leur productivité, basée sur des **classes de drainage** (Briggs 1994, cité par Benjamin 2010). Ainsi, les sites dont les sols sont mal ou excessivement drainés sont généralement peu productifs. Par ailleurs, les **milieux humides** (« *wetlands* ») et tourbières sont dans certains cas considérés comme « peu fertiles ».

Les sites situés en **altitude** (« *uplands* ») peuvent présenter un risque car, dans certaines régions (par exemple, au Royaume-Uni), leurs sols sont acidifiés et pauvres en cations du fait notamment de la pollution atmosphérique et la récolte d'arbres entiers peut affecter d'avantage la capacité des sols à tamponner les dépôts acides (Forestry Commission 2011a).

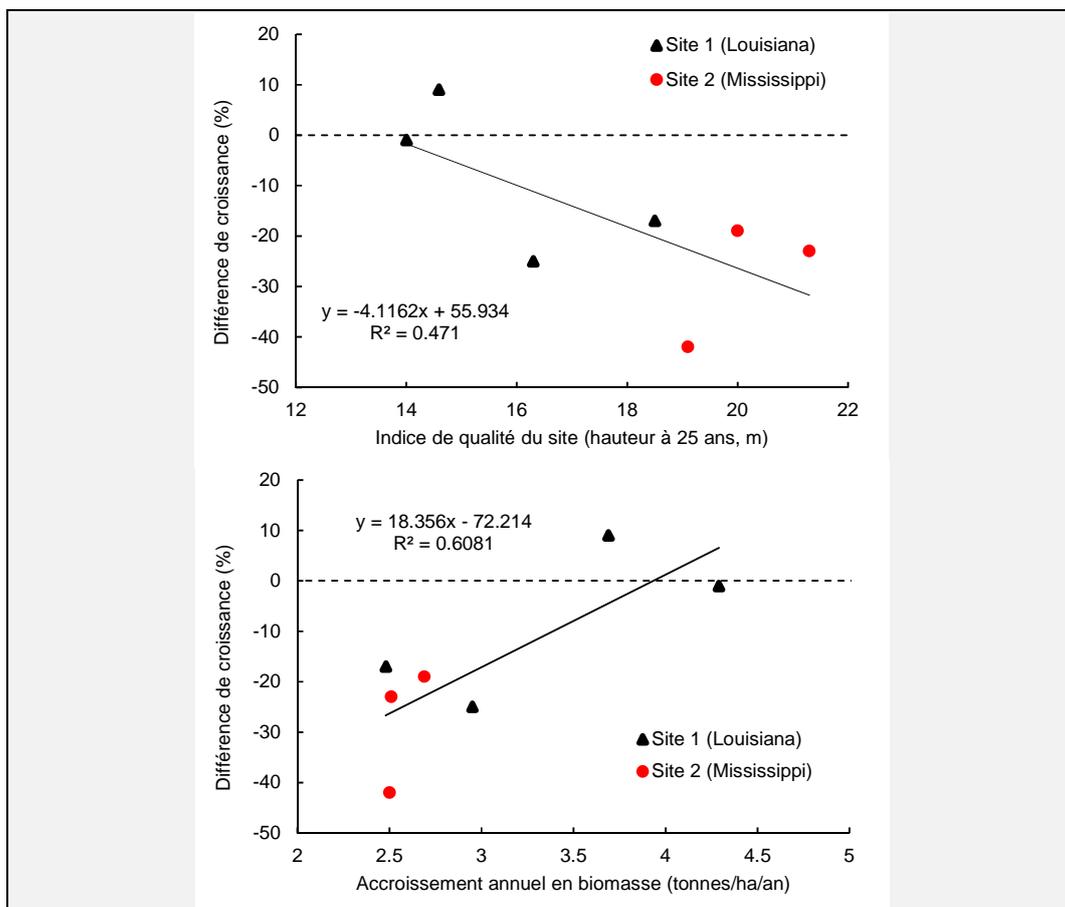


Figure 11 : Relation entre le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance des arbres [différence de biomasse des arbres après récolte intensive (tronc + rémanents), par rapport à une récolte conventionnelle (tronc seul)] et l'indice de qualité du site ou la productivité avant récolte : exemple pour 7 études aux USA, LA & MS (données de Scott & Dean, 2006 ; peuplements de pins de 10ans). Plus la productivité avant récolte est élevée, plus les conséquences de la récolte des rémanents sur la croissance sont faibles. Des régressions linéaires ont été utilisées dans l'article.

En se basant sur la régression, il y a une perte de croissance lorsque l'accroissement annuel en biomasse avant récolte est inférieur à 3.9 tonnes/ha/an. Les résultats avec l'indice de qualité du site ne sont pas cohérents.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.1.5) Outils de simulation

La sensibilité des sites à la perte de « fertilité chimique » ou de productivité peut être évaluée à l'aide d'**outils de simulation**. Quelques exemples sont donnés ci-dessous :

- Dans la littérature scientifique, il existe de nombreux **modèles mécanistes basés sur le fonctionnement de l'écosystème** (sol-plantes) (par exemple, « CENTURY », « LINKAGES(-ROTH-C) », « Biom-BGC », « FORECAST », ...). Ces modèles permettent entre autres de simuler les conséquences de différentes intensités de récolte de biomasse sur le C ou les nutriments du sol (Blanco et al. 2005, Jiang et al. 2002, Merganicova et al. 2005, Peng et al. 2002, Ranatunga et al. 2008, Wei et al. 2000, Zhu et al. 2003). L'utilisation de tels modèles est néanmoins complexe et nécessiterait plusieurs variables qui ne sont pas accessibles par les gestionnaires.

- D'autres modèles (par exemple, le modèle hydrogéochimique « MAGIC » (Aherne et al 2008, 2012) ou le modèle de chimie du sol « SAFE » (Thiffault et al. 2007)) ont été développés afin de simuler les effets des dépôts atmosphériques et/ou des récoltes de biomasse (exportations des cations basiques) sur les sols et la chimie des eaux de surface (acidité). Dans l'exemple de la **figure 12B**, le modèle « MAGIC » simule l'évolution des quantités de cations échangeables et le taux de saturation des sols. Cet exemple prend en compte différents scénarios de dépôts atmosphériques et différents scénarios de récolte de biomasse (récolte conventionnelle ou récolte intensive). L'utilisation de tels modèles est néanmoins complexe et nécessiterait plusieurs variables qui ne sont pas accessibles par les gestionnaires.

- Certains guides du Nouveau-Brunswick (Canada) font référence à un système « **Forest Biomass Decision Support System** » (**FBDSS**) utilisant des informations (type de sol, type de roche mère, dépôts atmosphériques, teneurs en nutriments dans les arbres, composition des forêts, croissance du peuplement) cartographiées à l'aide un Système d'Information Géographique (SIG), ainsi que des informations recueillies sur le terrain (profondeur du sol, profondeur de la nappe, informations sur le peuplement) (New Brunswick 2008, Roach & Berch 2014). Selon Titus et al. (dans Helmisaari & Vanguelova, 2013), le système d'orientation du Nouveau-Brunswick procède en deux étapes. Dans une première étape, les zones présentant un risque important (c.-à-d. les sites humides « *wetlands* », les sols peu profonds (<30cm), les sols pierreux ou rocheux et les sols secs et pauvres) sont exclues. Dans une seconde étape, le système FBDSS est appliqué aux sites potentiellement admissibles pour affiner les décisions : la récolte des rémanents peut avoir lieu dans les sites présentant un risque faible, comme définis par le modèle.

Le système a été développé à l'université du Nouveau-Brunswick et des détails sont disponibles dans la thèse de J. Noseworthy (2011). Pour résumer, il s'agit d'un modèle spatialement explicite, composé de différents sous-modèles. Il permet notamment de déterminer les effets de la récolte de biomasse (récolte conventionnelle ; récolte « arbre entier », avec ou sans feuillage) sur la perte en nutriments (sur la base d'un calcul du bilan entrées-sorties : le principe de cette approche est détaillé ci-après) et de déterminer s'il y a une déficience en nutriments (comparaison entre les apports de nutriments et les besoins des arbres). En fonction de ces résultats, le modèle permet de dire, pour chaque scénario de récolte, si un site est approprié.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

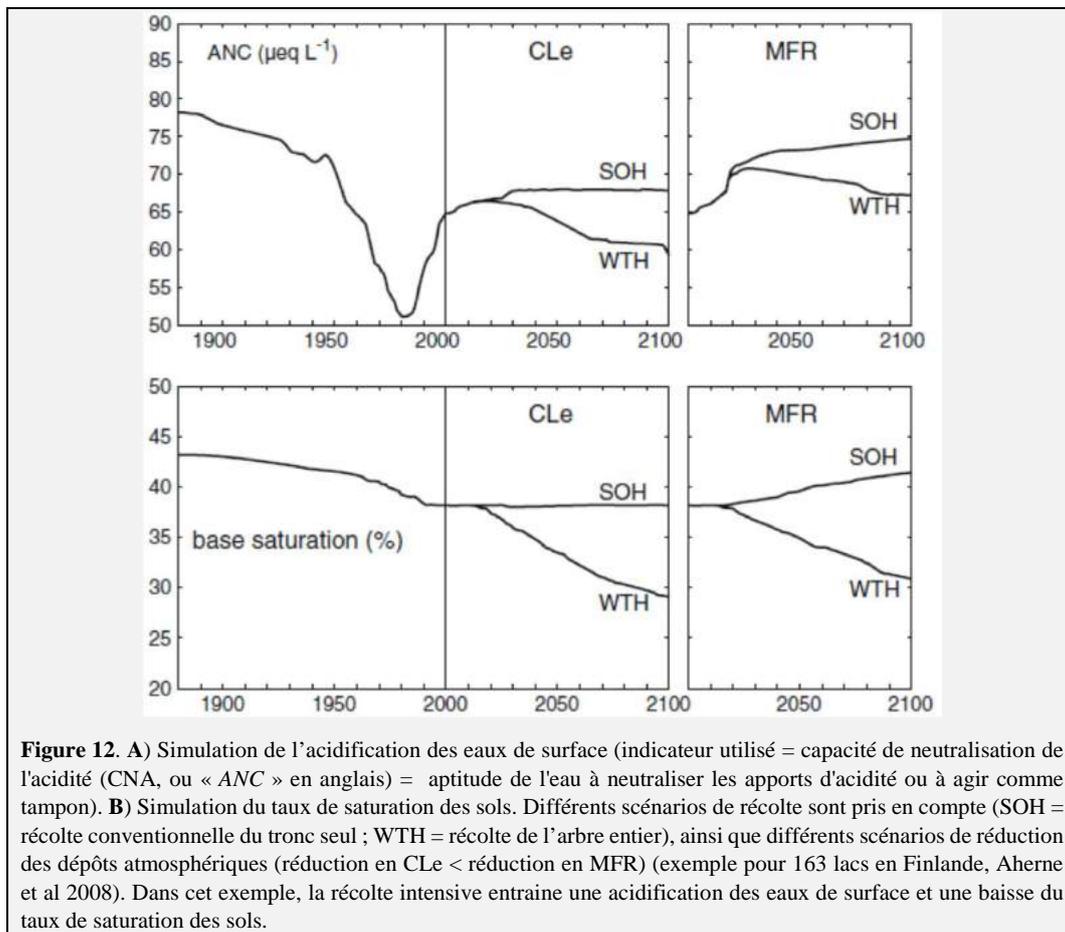


Figure 12. A) Simulation de l'acidification des eaux de surface (indicateur utilisé = capacité de neutralisation de l'acidité (CNA, ou « ANC » en anglais) = aptitude de l'eau à neutraliser les apports d'acidité ou à agir comme tampon). B) Simulation du taux de saturation des sols. Différents scénarios de récolte sont pris en compte (SOH = récolte conventionnelle du tronc seul ; WTH = récolte de l'arbre entier), ainsi que différents scénarios de réduction des dépôts atmosphériques (réduction en CLe < réduction en MFR) (exemple pour 163 lacs en Finlande, Aherne et al 2008). Dans cet exemple, la récolte intensive entraîne une acidification des eaux de surface et une baisse du taux de saturation des sols.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

- Les documents font souvent référence à des calculs de **bilans**, prenant en compte les entrées et les sorties d'éléments minéraux. Ces outils permettent de calculer les pertes ou accumulations de nutriments dans le sol (Δ ; par exemple, Akselsson et al. 2007, Duchesne & Houle 2006, 2008), en comparant récolte conventionnelle et récolte intensive :

Δ = flux entrant – flux sortant

Pour les cations (K, Ca, Mg) :

Δ = dépôts atmosphériques + apports par altération des minéraux – exportations avec la biomasse – pertes par lixiviation

Pour l'N :

Δ = dépôts atmosphériques (+ fixation biologique) – exportations avec la biomasse – pertes par lixiviation (– dénitrification)

Un exemple de comparaison entre les apports naturels de nutriments et les quantités de nutriments exportés est présenté dans la **figure 13** (exemple dans le Minnesota, USA). Dans un autre exemple (étude d'une région d'Allemagne ; Wilpert et al. dans : Helmisaari & Vanguelova, 2013), les apports d'éléments minéraux via les dépôts sont quantifiés à l'aide d'un réseau de mesures, **les apports par altération et les pertes avec les eaux d'infiltration sont estimés avec des fonctions de pédotransfert** à partir de données de suivi des propriétés de sols (« *soil monitoring data* ») et les biomasses par compartiment de l'arbre sont estimées à l'aide d'un inventaire forestier national. Dans cette étude, les informations sur les propriétés des sols sont cartographiées ce qui permet de calculer des bilans entrées-sorties pour chaque point de l'inventaire forestier national, pour lesquels il y a des informations sur les biomasses. Les données sur les bilans sont finalement extrapolées sur toute la région afin d'obtenir une visualisation spatiale.

Les entrées de cations par altération sont estimées dans certaines études en utilisant des modèles, et notamment le modèle « PROFILE » prenant en compte la minéralogie du sol (Akselsson et al. 2007, Duchesne & Houle 2006, Paré et al. 2002, Reynolds & Stevens 1998, Sverdrup & Rosen 1998). L'utilisation de tels modèles est néanmoins complexe et nécessiterait plusieurs variables qui ne sont pas accessibles par les questionnaires.

En général, il y a un risque de perte de « fertilité chimique » lorsque le bilan entrées-sorties est négatif, c'est-à-dire lorsque les sorties sont supérieures aux entrées (Paré et al. 2002 : **figure 10**). Quelquefois, les stocks d'éléments minéraux disponibles dans le sol sont également pris en compte dans le bilan, éventuellement avec prise en compte des flux de minéralisation de la matière organique (Adams 1999, Minnesota Forest Resources Council 2007, Katzensteiner et al. dans : Helmisaari & Vanguelova, 2013, Duchesne & Houle 2006 ; cf. exemple dans la **figure 14**).

Par ailleurs, la visualisation, sous formes de cartes, des résultats des bilans en fonction des scénarios de récolte peut être utilisée comme support de décision (par exemple, Akselsson et al. 2007 ; **annexe 13**).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

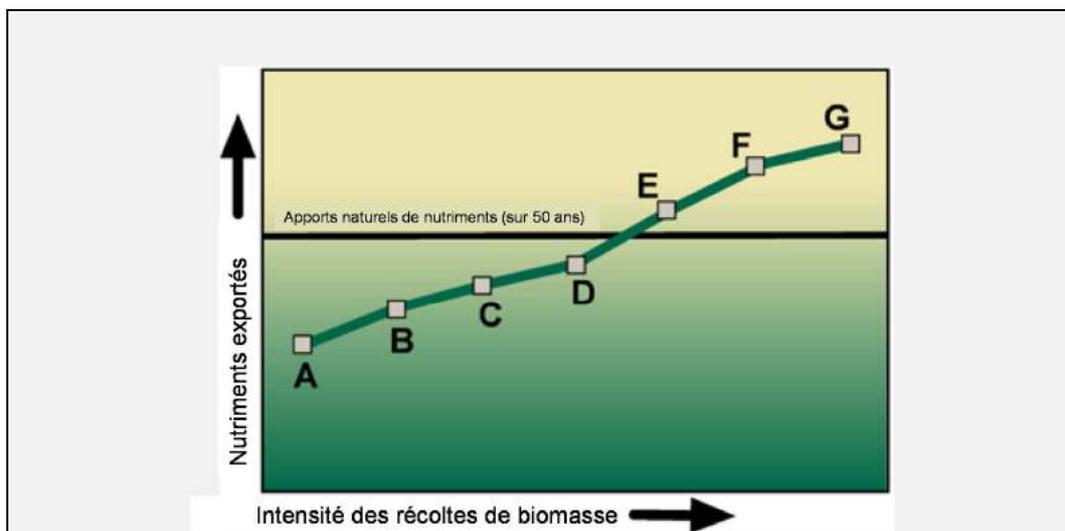


Figure 13 : Comparaison entre les apports naturels de nutriments et les quantités de nutriments exportés qui sont fonction de l'intensité des récoltes. Exemple pour différents scénarios et différentes intensités de récolte (scénarios A à G) dans des peuplements de trembles et bouleaux situés dans le Minnesota (USA). La comparaison est faite en prenant en compte une rotation de 50 ans (Minnesota Forest Resources Council 2007).

A = récolte conventionnelle (tronc seul) ; B, C & D = récolte arbre entier (avec plus ou moins de rémanents ; tous les rémanents dans D) ; E = D + récolte des troncs d'arbres morts ; F = E + récolte des arbres morts restés debout (chicots) ; G = F + récolte des broussailles.

	N	P	Ca	Mg	K
<i>Pas durable</i> (proportions élevées)	>60%	>40%	>100%	>100%	>100%
<i>Durable avec restrictions</i>	30-60%	25-40%	50-100%	50-100%	50-100%
<i>Durable</i> (proportions faibles)	<30%	<25%	<50%	<50%	<50%

Figure 14 : Durabilité en terme de « fertilité chimique » évaluée en utilisant un bilan des entrées et sorties de nutriments et en calculant les quantités de nutriments exportés avec la biomasse (lors d'une récolte intensive : tronc + rémanents) en % des quantités disponibles dans le sol (**quantités échangeables + flux d'altération + apports atmosphériques – pertes par lessivage**) (exemple pour une étude en Autriche ; Katzensteiner et al. dans : Helmisaari & Vangelova, 2013).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.2) Indicateurs en lien avec les dommages physiques au sol : érosion

5.2.1) Principaux indicateurs

L'analyse des documents semble indiquer que le principal facteur du risque d'érosion après récolte de biomasse est **contextuel** et concerne la **topographie** du site : la pente.

En plus du contexte (topographie), la sensibilité des sites à l'érosion peut également être reliée à des **propriétés du sol**, comme l'**épaisseur (ou accumulation) de litière et de débris**. Il existe également un **facteur d'érosion** calculé à partir de la **texture** (% limons, % sables), de la **quantité de matière organique**, de la structure du sol et de la conductivité hydraulique (Kimsey et al. 2011 ; cf. ci-dessous).

5.2.2) Classification des sites en fonction des principaux indicateurs

Au Royaume-Uni, il y a un risque d'érosion et de glissement de terrain lorsque la pente est supérieure à 20° (≈ 36%). En Ontario (Canada), il existe des recommandations particulières lorsque la pente est supérieure à 10%, alors que les sites extrêmement raides peuvent être considérés comme inexploitable. Dans le territoire du Yukon, les sites sensibles à l'érosion sont ceux dont la pente est supérieure à 30%. On trouve également des informations aux USA (risque d'érosion plus important dans les sites présentant de fortes pentes : par exemple, > 25% pour l'Idaho, > 20% pour le Maryland, > 35% pour le Minnesota).

Un exemple de classification combinant la pente et la valeur du facteur d'érosion (calculé à partir des propriétés du sol) est donné dans la **figure 15**.

Soil Erosion Hazard				
	Slight (1)	Moderate (2)	Severe (3)	Very Severe (4)
K_w^\dagger	Slope (%)			
$K_w < 0.35$	0–14	15–35	36–50	>50
$K_w \geq 0.35$	0–9	10–25	26–40	>40

† Soil erosion factor within the thickest mineral horizon 0–15 cm.

Figure 15 : Sensibilité des sites à l'érosion en fonction de la topographie (pente en %) et d'un facteur d'érosion (K_w ; « Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE ») calculé à partir de la texture, de la teneur en matière organique, de la structure et de la conductivité hydraulique du sol (Kimsey et al. 2011 ; USA, Nord-Ouest Pacifique).

Pour plus de détails sur l'équation permettant de calculer l'érodabilité des sols, voir la référence et les liens suivants:
National Forestry Manual. 190-V-NFM; US Department of Agriculture, National Resources Conservation Service (NRCS): Washington, DC, USA, 1998.
http://fargo.nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/userguide/RUSLE2_User_Ref_Guide_2008.pdf
http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64080530/RUSLE/RUSLE2_Science_Doc.pdf

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.2.3) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs :

En général, les techniques doivent être adaptées en fonction de la topographie, et il est mentionné dans certains documents que la récolte des rémanents n'est pas appropriée dans les sites à fortes pentes. Par exemple, dans un guide pour le Pacifique Nord-Ouest des USA, il est recommandé de retenir plus de 50% des débris en cas de forte pente (contre 30% en conditions normales ; Davis et al. 2013). En Nouvelle-Écosse, il est recommandé de laisser la couche de litière intacte et de limiter la compaction et l'orniérage quand le risque d'érosion est élevé.

5.3) Indicateurs en lien avec les dommages physiques au sol : compaction et orniérage

5.3.1) Principaux indicateurs

La sensibilité des sites à la compaction et à l'orniérage est souvent reliée à une combinaison de plusieurs indicateurs contextuels et à des propriétés du sol.

Les **indicateurs contextuels** nous renseignent principalement sur l'**état hydrique du site**. Ils incluent le **drainage** du site (classes de drainage), les **saisons** et **conditions météorologiques** et quelque fois la **profondeur de la nappe phréatique**. Le **type de sol** peut être un indicateur de sensibilité aux dommages physiques, probablement en lien avec certaines propriétés des sols et l'état hydrique/drainage. La **topographie** (pente) peut également avoir un effet sur la compaction et l'orniérage.

Les **propriétés du sol** qui déterminent la sensibilité des sols sont principalement la **capacité portante**, la **proportion de fragments rocheux** (ou la **pierrosité**), la **profondeur du sol**, la **texture**, la **teneur en matière organique** et l'**humidité**.

5.3.2) Classifications des sites en fonction des principaux indicateurs

Il est généralement mentionné, dans les guides, que les sols humides (notamment les sols à texture fine (voire moyenne) avec une humidité proche de la capacité de rétention en eau), les sols peu drainés ou avec une nappe phréatique proche de la surface (par exemple, profondeur < 30cm ; USA, Idaho), présentent un risque plus élevé de compaction. Les sites avec une faible pierrosité ou les sols peu profonds (par exemple, < 30 cm) présentent également un risque de compaction. Il peut aussi y avoir un risque d'orniérage pour les sols à texture moyenne à fine, saturés, et pour les sols organiques.

Un exemple de classification combinant la profondeur de la nappe, la proportion de fragments rocheux dans le sol et la texture du sol est donné dans la **figure 16** (Kimsey et al., 2011 ; USA, Nord-Ouest Pacifique). Par exemple, les sols peu épais avec des fragments grossiers et/ou une texture grossière, sur un terrain plat, présentent un risque faible d'orniérage. A l'inverse, les sols profonds, à texture fine, avec peu de fragments, sur pentes fortes, présentent un risque élevé de compaction et d'orniérage (**figure 16**).

Un autre exemple de classification des sites en fonction du risque de dommage physique, basée sur le type de sol, est donné dans les **figures 8 & 9** (exemple pour le Royaume-Uni ; Forest Research, 2009a, b).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Le risque d'orniérage et de compaction augmente par ailleurs si les sites présentent une pente élevée (pour les pentes > 30% au Canada (Alberta) ; pour les pentes > 20% aux USA (Idaho)).

Le risque de dommage physique est également plus important sous certaines conditions météorologiques, par temps humide (en particulier, lors de fortes pluies) ou en hiver lorsque les sols ne sont pas encore gelés (par exemple, au Canada).

	Soil Rutting Hazard		
	Unified Soil Texture Classification † (thickest layer with upper boundary ≤10 cm of the surface)		
	Slight (1)	Moderate (2)	Severe (3)
Water Table			
Maximum depth to wet layer <30 cm for 12 months of the year	--	--	All Groups
Rock Fragments			
>75 mm in size, <20% by volume	GW, GP, GM, GW-GM, GCGM, GW-GC, GP-GM, GP-GC	GC, SW, SP, SM, SC, SWSM, SW-SC, SP-SM, SP-SC, SC-SM	CL, CH, CLML, ML, MH, OL, OH, PT
>75 mm in size, >20% by volume; OR >3% to <10% surface cover, >75 mm in size; OR	GW, GP, GM, GW-GM, GCGM, GW-GC, GP-GM, GP-GC, GC	CL, CH, CLML, ML, MH, OL, OH, PT	--
depth to top of bedrock paralithic, bedrock lithic; OR	SW, SP, SM, SC, SWSM, SW-SC,		
duripan restrictive layer <15 cm	SPSM, SP-SC, SCSM		
>10% surface cover	All Groups	--	--
† GW–well graded gravel, fine to coarse gravel; GP–poorly graded gravel; GM–silty gravel; GC–clayey gravel; SW–well graded sand, fine to coarse sand; SP–poorly-graded sand; SM–silty sand; SC–clayey sand; ML–silt; CL–clay; OL–organic silt, organic clay; MH–silt of high plasticity, elastic silt; CH–clay of high plasticity, fat clay; OH–organic clay, organic silt; Pt–peat.			

Figure 16 : Sensibilité des sites à la compaction et l'orniérage en fonction de la profondeur de la nappe, la proportion de fragments rocheux dans le sol et la texture du sol (Kimsey et al., 2011 ; USA, Nord-Ouest Pacifique). Le risque est plus important lorsque la pente est supérieure à 20% (passage à une classe plus limitante : de (1) vers (2) ou de (2) vers (3)).

5.3.3) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

Les recommandations en rapport avec les conditions météorologiques et les restrictions saisonnières sont soit générales, soit spécifiques aux sols peu drainés ou aux sols à texture fine qui sont vulnérables à la compaction en conditions humides : pour ces sols, les opérations et la récolte de biomasse doivent par exemple être effectuées lorsque le sol est gelé (par exemple sur une profondeur minimale de 35 cm) ou en conditions de sols secs ou en été (Canada, Colombie-Britannique, Manitoba, Québec).

Sur les sols humides, il est recommandé de limiter la circulation de matériel lourd (Canada, Saskatchewan). Sur les sols sensibles, à texture fine, le maintien de couches organiques permet de limiter les dommages causés à la structure du sol (Canada, Ontario). Il est recommandé d'éviter la récolte sur certaines tourbes en l'absence de gel (Canada, Ontario). Les débris protègent les sols de la compaction surtout quand ils sont humides (USA).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.4) Indicateurs en lien avec la qualité de l'eau : sédimentation, envasement et eutrophisation des eaux de surface

5.4.1) Principaux indicateurs de sensibilité et classification des sites

Concernant la qualité de l'eau, les indicateurs de sensibilité sont quasi-exclusivement **contextuels**. Il s'agit de la **présence (ou non) de zones aquatiques** (rivières, ruisseaux, lacs, étangs, zones humides, marécages, tourbières, eaux temporaires, avec une attention particulière au rôle des zones riveraines) ou d'eaux souterraines, de la **topographie du site** (pente) et des **conditions météorologiques**.

Les **zones riveraines** jouent un rôle important dans la qualité de l'eau, notamment en limitant les transferts de sédiments, vases, débris et nutriments provenant du ruissellement. Ce rôle de filtre est assuré en particulier par la couche de litière et par les débris. Les zones riveraines représentent donc des situations sensibles, nécessitant des zones « tampon », des « zones d'exclusion » ou des « zones d'aménagement riverain, RMZ » dans lesquelles les opérations sont soit restreintes soit interdites suivant les contextes ou pays (voir des exemples pour la région Asie-Pacifique dans la **figure 17**, et quelques états des USA dans la **figure 18**). En général, la sensibilité des zones aquatiques est plus élevée en conditions de fortes pentes (qui favorisent l'érosion et la sédimentation) ou sous certaines conditions météorologiques (lors de fortes pluies ou lorsque les sols ne sont pas gelés).

5.4.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

Il existe des recommandations générales visant à minimiser la perturbation des sols, l'érosion et la sédimentation (en limitant ou interdisant, par exemple, l'utilisation de machines dans certaines zones) ou à maintenir une zone boisée à proximité des cours d'eau (en limitant la récolte de biomasse ou en interdisant les coupes rases). Par exemple, au maximum 40% du bois marchand peuvent être récoltés en une seule intervention et une partie de la surface terrière doit rester dans une zone tampon de 20 m de large en Nouvelle-Écosse, Canada. Les opérations sont interdites dans 20% des bandes riveraines afin de permettre le développement de vieux arbres de différentes espèces et l'approvisionnement de chicots (arbres morts) et débris au Québec. Au Canada (Québec et Terre-Neuve-et-Labrador), la récolte de biomasse est possible uniquement si la pente est inférieure à 30 ou 40% et une zone tampon doit être mise en place avec une largeur qui est fonction de la pente. Au Maryland (USA), il est recommandé d'éviter la récolte dans les sites avec une pente supérieure à 40% et de laisser suffisamment de débris dans les sites avec une pente supérieure à 20%. En lien avec les conditions météorologiques, il est recommandé au Canada de récolter lorsque les sols sont gelés afin de contrôler l'érosion et la sédimentation (Territoires du Nord-Ouest et Alberta). En Irlande, quand le risque d'érosion et de sédimentation est élevé du fait par exemple d'une forte pente, il est recommandé d'arrêter l'extraction pendant les fortes pluies. Il existe également des recommandations plus spécifiques en lien avec (ou pouvant être reliées à) la gestion des rémanents (voir ci-dessous et **figure 18B**).

Les souches ne doivent pas être récoltées dans les zones riveraines (récolter la canopée si possible ; Finlande). Au niveau des zones riveraines des cours d'eau, il est préférable de laisser les débris et de ne pas perturber la litière afin de limiter le ruissellement (USA, Nord-Ouest Pacifique). La litière ne doit pas être perturbée et les débris doivent être utilisés pour stabiliser

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

les sols (USA, Maine). Laisser suffisamment de débris (et maintenir les débris existant) afin de limiter le ruissellement, l'érosion et la sédimentation, notamment en conditions de fortes pentes (USA, Maryland). Au Minnesota, il est possible de récolter quelques arbres avec des rémanents (**figure 18B**). Utiliser des tapis de débris quand le risque d'érosion et de sédimentation est élevé (Irlande).

Les débris grossiers ont une valeur supplémentaire dans les zones riveraines et les cours d'eau parce qu'ils procurent des habitats, mais des quantités excessives de débris (en particulier des débris fins) ont un effet négatif sur la biologie des cours d'eau. Il est préférable de laisser les débris ligneux existants dans les cours d'eau (par exemple, aux USA). Mais, il est aussi mentionné dans plusieurs documents (notamment pour le Canada) que les débris ne doivent pas aller dans les cours d'eau pendant les opérations de récolte. Si c'est le cas, ils doivent être retirés. Afin d'éviter le transfert dans les cours d'eau, les débris de récolte ne doivent, par exemple, pas être laissés à l'intérieur de la ligne des hautes eaux. La création d'andains, ou le stockage de rémanents au bord de la route (dans le cas où ils sont récoltés), à proximité des cours d'eau peut aussi avoir un impact sur la qualité de l'eau via la décomposition des débris et les lixiviatés (Royaume-Uni).

Les résidus de récolte ne doivent pas non plus aller dans les eaux temporaires (Nord Est des USA).

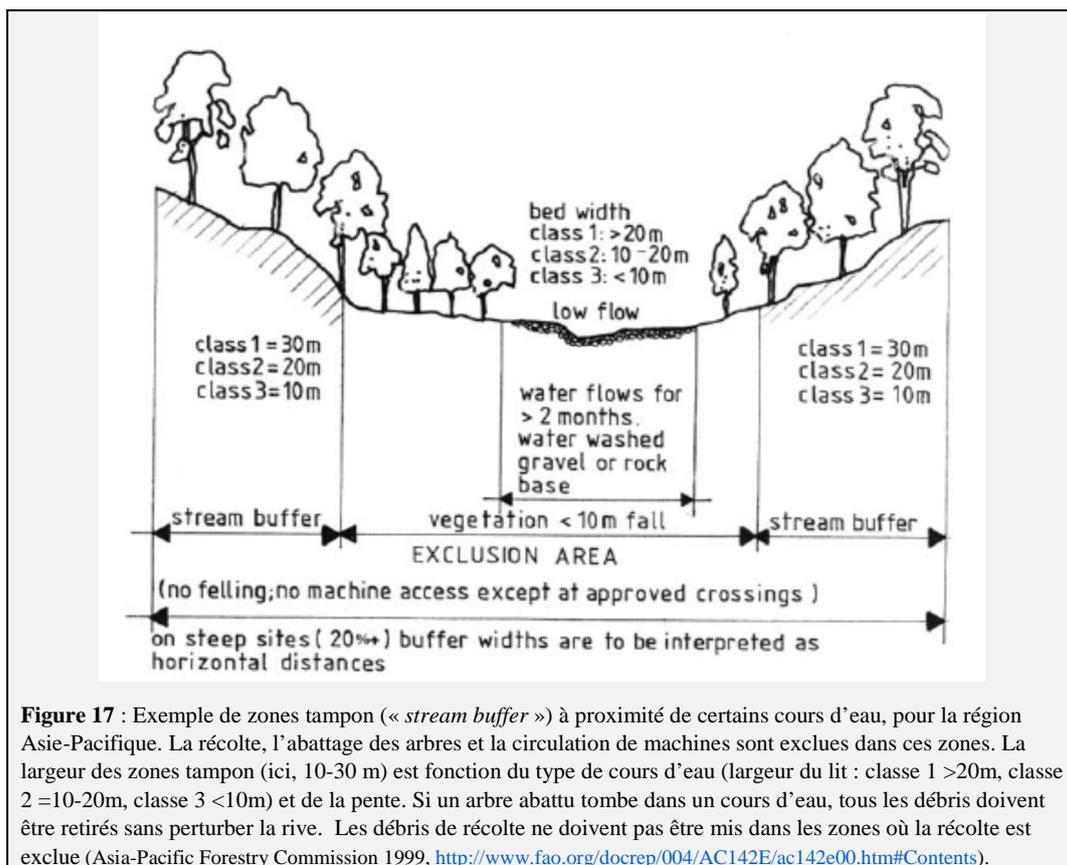
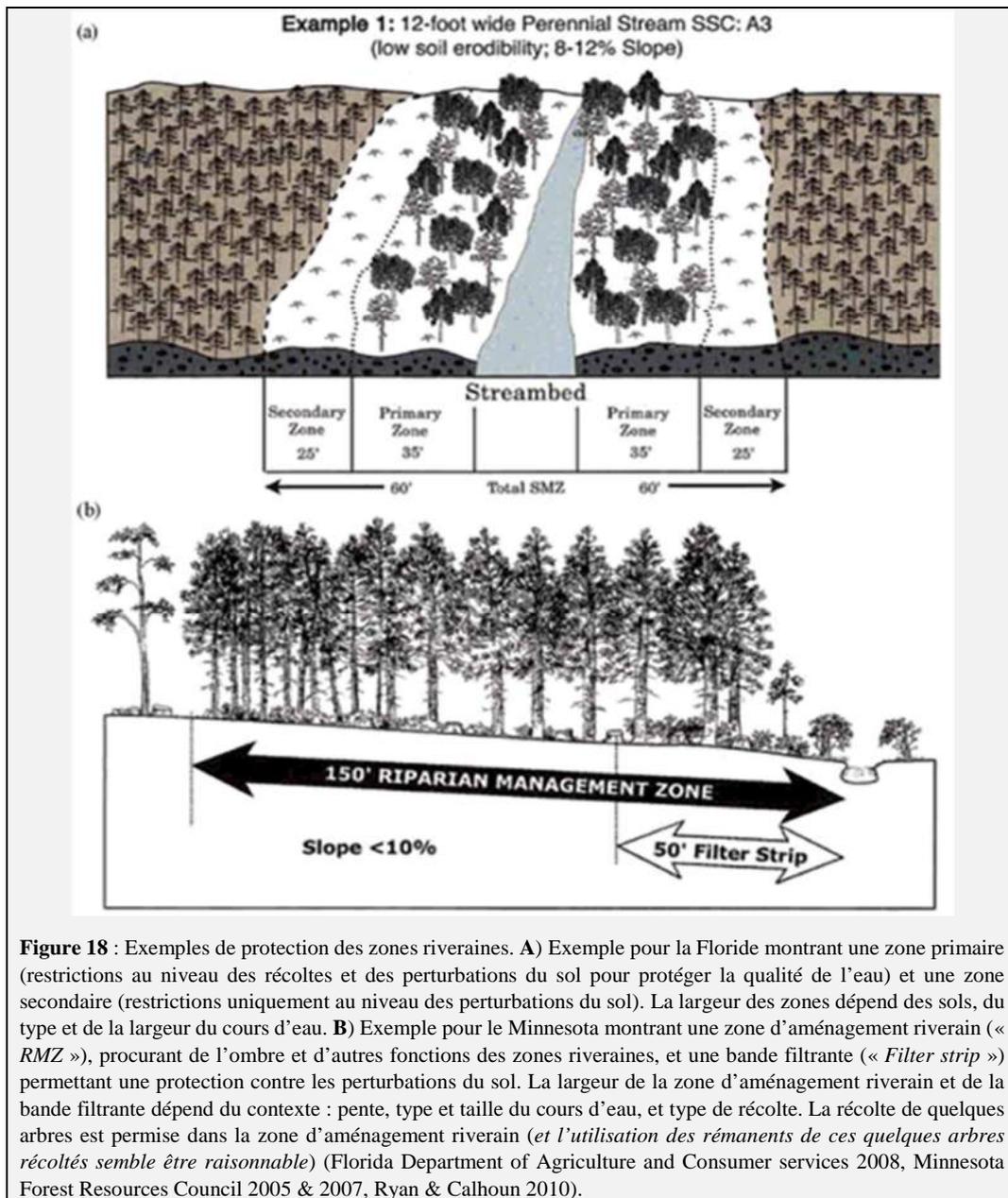


Figure 17 : Exemple de zones tampon (« stream buffer ») à proximité de certains cours d'eau, pour la région Asie-Pacifique. La récolte, l'abattage des arbres et la circulation de machines sont exclues dans ces zones. La largeur des zones tampon (ici, 10-30 m) est fonction du type de cours d'eau (largeur du lit : classe 1 >20m, classe 2 =10-20m, classe 3 <10m) et de la pente. Si un arbre abattu tombe dans un cours d'eau, tous les débris doivent être retirés sans perturber la rive. Les débris de récolte ne doivent pas être mis dans les zones où la récolte est exclue (Asia-Pacific Forestry Commission 1999, <http://www.fao.org/docrep/004/AC142E/ac142e00.htm#Contents>).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.4.3) Autres indicateurs de sensibilité

Dans certains cas (Irlande), le **type de sol** peut être un indicateur de sensibilité, le risque de sédimentation dans les zones aquatiques pouvant être élevé lorsqu'il y a simultanément des tourbes ou sols provenant de grès et des fortes pentes.

Plus généralement, la compaction des sols et l'orniérage entraînent une augmentation du ruissellement, de la sédimentation et de la turbidité des eaux de surface (USA, Maine). La sensibilité des sols aux dommages physiques (parties 5.2 & 5.3) peut donc également être considéré comme un indicateur de vulnérabilité des eaux de surfaces.

5.5) Indicateurs en lien avec la qualité de l'eau : acidification des eaux de surface

5.5.1) Principaux indicateurs

Le risque d'acidification des eaux de surface peut être relié au **contexte** (**type de sol, géologie, altitude**), ou à certains **indicateurs chimiques de l'eau**.

5.5.2) Classifications des sites en fonction des principaux indicateurs

Le risque d'acidification des eaux de surface peut être relié au risque d'acidification des sols, qui dépend du **type de sol** au Royaume-Uni (voir classification du niveau de risque suite à une récolte de rémanents, basée sur le statut acido-basique (acidité, pouvoir tampon) des différents types de sol et leur vulnérabilité à l'exportation de cations ; **figures 8 & 9**).

Les sites situés en **altitude** (« *uplands* ») peuvent présenter un risque car, dans certaines régions (par exemple, au Royaume-Uni), leurs sols sont acidifiés et pauvres en cations du fait notamment de la pollution atmosphérique, et la récolte d'arbres entiers peut affecter d'avantage la capacité des sols à tamponner les dépôts acides, ce qui peut induire une acidification des eaux de surface via le ruissellement (Forestry Commission 2011a).

En Irlande, la **géologie** et certains **indicateurs chimiques de l'eau** (pH, dureté et alcalinité) sont des indicateurs de sensibilité. Les zones aquatiques sont sensibles à l'acidification si les roches sont pauvres en bases, si le pH est inférieur à 5,5 (entre le 1er février et le 31 mai), si la dureté de l'eau est inférieure à 12 mgCaCO₃/L, ou si l'alcalinité de l'eau est inférieure à 10 mgCaCO₃/L.

5.5.3) Outils de simulation

La sensibilité des eaux de surface à l'acidification peut être évaluée en utilisant des **modèles**, comme le modèle hydrogéochimique « MAGIC » présenté dans la partie 5.1.5 (Aherne et al 2008, 2012 ; **figure 12A**) ou le modèle de chimie de l'eau « SSWC » qui permet de calculer les charges critiques d'acidité et de simuler l'impact des différents types de récoltes (Watmough et al. 2003).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.6) Description des indicateurs en lien avec la biodiversité

5.6.1) Principaux indicateurs et classifications des sites

Concernant la biodiversité, la majorité des recommandations sont générales, c'est à dire applicables pour l'ensemble des situations (voir partie 4). Il existe néanmoins des indicateurs de sensibilité qui sont quasi-exclusivement **contextuels**. Il s'agit, suivant les documents et pays, de la **présence (ou non) de** :

- Cours d'eau, et zones riveraines (les zones riveraines sont particulièrement riches en habitats et protègent les habitats des poissons contre, par exemple, l'érosion)
- *Forêt à hautes valeurs de conservation, écologiques*
- *Zones de conservation de la nature* (faune et flore)
- *Biotopes clés ou sensibles* (sites humides « *wetlands* », pouvant supporter des communautés rares ; ...)
- *Habitat ou espèce prioritaire ou protégée* (plantes, animaux)
- *Habitats et espèces d'intérêt particulier*
- *Espèces importantes* (oiseaux, mammifères, ...) avec une attention particulière lors des périodes de reproduction / nidification
- *Zones spéciales de préservation, zones de protection spéciale et aires de patrimoine naturel*
- *Habitats, espèces ou écosystèmes rares, menacés ou protégés*
- *Types rares de forêt* (« *old-growth* »)
- *Espèces menacées ou en voie de disparition*, définies par l'Union internationale pour la conservation de la nature (« *World Conservation Union* » en anglais ; Lattimore et al. 2009)
- Parcs, réserves naturelles, aires de gestion de la faune
- ...

5.6.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

En général, les situations citées ci-dessus sont considérées comme sensibles. Elles sont protégées ou nécessitent une attention particulière. Elles peuvent nécessiter la mise en place de zones « tampon » et les opérations sylvicoles (comme la récolte de biomasse) peuvent être soit interdites soit restreintes. Les opérations doivent, par exemple, permettre le maintien des habitats des espèces menacées et de certaines espèces nécessitant des sites spécifiques (Canada, Alberta). Dans un autre exemple pour les USA, il est recommandé d'éviter la récolte de biomasse dans les sites sensibles (par exemple, les forêts en péril), mais la récolte de biomasse dans ces sites peut être appropriée afin de contrôler les espèces invasives, d'augmenter certains habitats ou de contrôler des risques d'incendie.

Les débris (débris grossiers, arbres morts, rémanents) ont un rôle dans la biodiversité en procurant des habitats ou des substrats et certains documents mentionnent des recommandations particulières vis-à-vis de la gestion des rémanents dans les sites sensibles :

Par exemple, au Royaume-Uni, plus de bois mort est nécessaire dans les sites à forte valeur écologique et il faut éviter la récolte de l'"arbre entier" dans les sites où les débris/rémanents forment un habitat pour certaines "espèces clés".

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Aux USA (par exemple le Maryland), il faut éviter la récolte de biomasse (dont les rémanents) dans les forêts rares (« *old-growth* »), zones riveraines, ...

Dans les milieux humides (« wetlands ») peu fertiles et pouvant supporter des communautés rares, il peut être inapproprié d'enlever les débris ligneux (Nord Est des USA).

Les débris grossiers et arbres morts ont une valeur supplémentaire dans les zones riveraines riches en habitats. En général, il est recommandé de laisser/protéger les débris grossiers, arbres morts, arbres vivants à cavités (USA), mais au Minnesota, il est possible de récolter quelques arbres avec des rémanents (**figure 18B** ; il doit néanmoins y avoir un équilibre entre récolte supplémentaire de biomasse et protection de la biodiversité).

Enfin, il est généralement mentionné que les débris ne doivent pas aller dans les cours d'eau pendant les opérations de récolte (voir partie 5.4.2).

5.6.3) Autre indicateur

La **quantité initiale de débris** peut être considérée comme un indicateur. Plus les quantités initiales de bois mort sont faibles, plus les rémanents doivent être retenus (par exemple, quantité minimale de débris = 1 tonne / acre pour les forêts de pins et 3tonnes / acre pour les forêts de feuillus ; Sud-Est des USA ; Dickinson et al. 2012)

5.7) Indicateurs en lien avec le risque d'incendie

5.7.1) Principaux indicateurs

Pour ce thème, les indicateurs sont **contextuels** : **présence (ou non) d'un risque d'incendie et de zones périurbaines**. D'autres indicateurs peuvent également correspondre à la **quantité, la composition et la distribution des débris**.

5.7.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

Dans certains documents analysés, il est recommandé de gérer les débris de récolte afin de limiter le risque d'incendie (lorsque ce risque est présent), notamment dans les zones sensibles comme les zones périurbaines. La quantité, la composition et l'arrangement des débris grossiers doivent ainsi permettre un niveau de risque acceptable (en retenant, par exemple, moins de débris ou en ne retenant pas les débris sous forme de piles).

L'objectif de réduire le risque d'incendie peut être une priorité : une quantité raisonnable de débris doit être maintenue pour les questions d'habitats et de fertilité mais la priorité est de limiter le risque d'incendie (par exemple, au Canada, Alberta).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

5.8) Indicateurs en lien avec la santé des forêts

5.8.1) Principaux indicateurs

Pour ce thème, les indicateurs sont **contextuels** : **présence (ou non) d'un risque de propagation d'insectes nuisibles ou de maladies fongiques.**

5.8.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

En présence de maladies fongiques, il est recommandé d'exporter les souches (de résineux) causant la propagation de ces maladies (par exemple, en Finlande). En effet, des synthèses basées sur plusieurs dispositifs dans différentes régions du monde (principalement Canada, Royaume-Uni, Scandinavie ; également les USA) ont montré que l'enlèvement des souches permet généralement de réduire le taux d'infection et la mortalité des arbres (Clearly et al. 2013, Vasaitis et al. 2008). De même il peut être recommandé de récolter l'arbre entier (avec les débris de récolte) en cas de risque de propagation d'insectes nuisibles (par exemple, USA, Minnesota). La composition et l'arrangement des débris grossiers peuvent aussi permettre un niveau de risque acceptable.

De plus, la protection contre les maladies et nuisibles peut être une priorité. En effet, il est souvent recommandé d'éviter ou de limiter la récolte de bois morts ou de rémanents pour préserver la biodiversité, la fertilité ou pour limiter la perturbation des sols par les machines sauf en cas de risque de propagation d'insectes nuisibles ou de maladies (dans plusieurs pays d'Europe, Canada, USA : Minnesota)

5.9) Indicateurs en lien avec les autres thèmes

5.9.1) Principaux indicateurs

Il existe d'autres situations sensibles, liées au **contexte** : **présence de sites récréatifs, historiques, archéologiques.**

5.9.2) Exemples de recommandations en fonction des principaux indicateurs

Les sites récréatifs, historiques, archéologiques ne doivent généralement pas être perturbés lors des opérations de récolte. Ils nécessitent la mise en place de zones tampons et de zones d'exclusions (avec restrictions des opérations ou interdiction des opérations).

En Finlande et Norvège, les rémanents ne doivent pas être laissés sur les sentiers de randonnée et les souches ne doivent pas être récoltées.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

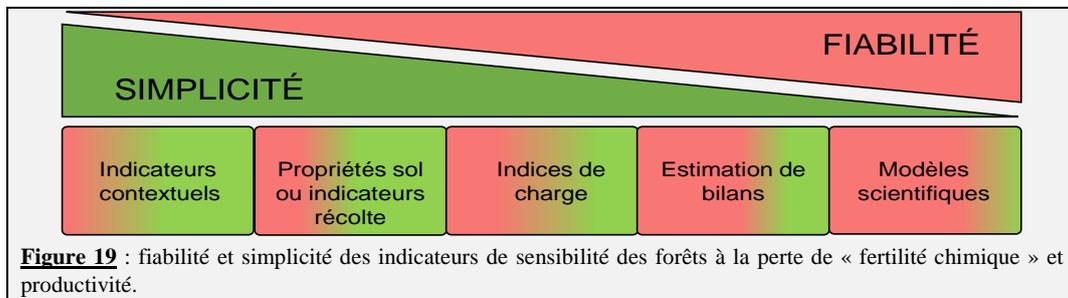
Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

6) Synthèse des indicateurs et conclusion

Les informations sur les indicateurs de sensibilité des forêts sont synthétisées dans les **tableaux 1 à 9** ci-dessous. Ces indicateurs sont essentiellement liés au contexte. Une liste d'indicateurs de sensibilité à la perte de fertilité (principalement la « fertilité chimique ») et aux dommages physiques des sols, liés à des propriétés de sol, a néanmoins été identifiée. Les informations sont essentiellement qualitatives (risque élevé pour certaines situations, certains types de sol, ...). Les informations quantitatives en lien avec la « fertilité chimique » ou la productivité (par exemple, teneur en éléments minéraux disponibles en dessous de laquelle il y a un risque de perte de « fertilité chimique » ou de croissance) sont basées sur peu d'études et certaines ont été menées en contexte particulier (Scandinavie) (cf. **tableau synthétique 1b**). Ces informations quantitatives ne semblent donc pas généralisables dans la plupart des cas. Des outils complexes (modèles mécanistes) ou plus simples (bilan entrées-sorties des éléments minéraux) ont été identifiés ; ils peuvent permettre d'évaluer les conséquences de la récolte de biomasse sur la fertilité chimique des sols, la productivité, voire l'acidification des eaux de surface. Les modèles mécanistes sont néanmoins trop complexes pour être utilisés par les gestionnaires forestiers, et plus généralement, plus un indicateur est précis, plus il est difficile à obtenir (**figure 19**). Les méthodes par bilans entrées-sorties pourront éventuellement être utilisées mais des simplifications méthodologiques seront nécessaires en développant par exemple des fonctions de pédo-transfert pour estimer les flux d'altération et les pertes par lixiviation.

Au vu des résultats de cette synthèse de la littérature étrangère, il semble possible d'établir des recommandations vis-à-vis de la récolte des rémanents pour la France, en fonction du contexte général (présence (ou non) de cours d'eau, d'un risque d'incendie, d'un risque de propagation d'insectes nuisibles ou de maladies ; topographie du site ; ...). La liste des indicateurs sélectionnés dans la cadre du projet INSENSE, et les recommandations en fonction d'indicateurs contextuels, fera l'objet d'un autre document.

En plus des indicateurs permettant de déterminer *a priori* si un site est sensible à la récolte de rémanents (objet de cette étude), il est également important de noter que le maintien de la fertilité des sols, de la productivité, de la qualité de l'eau et de la biodiversité peut être vérifiée *à posteriori* à l'aide de mesures périodiques (ou « *monitoring* ») : croissance des arbres ; analyses des propriétés physiques, chimiques (par exemple, nutriments et pH) et biologiques du sol ; érosion du sol ; analyses hydrologiques (régime, propriétés physiques (turbidité, température, ...), chimiques et biologiques (diversité des organismes aquatiques, ...) de l'eau ; ... (Lattimore et al. 2009, Stupak et al. 2011).



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Tableau de synthèse 1a : Indicateurs de sensibilité en lien avec la fertilité [¶] (informations qualitatives relevées principalement dans les guides ; quelques informations proviennent d'articles scientifiques)

Indicateurs	Nature indicateurs [#]	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Pays concernés
Productivité du site (capacité de production de bois)	C	Sites ou sols peu productifs	Finlande, USA (MD)
Richesse en nutriments, richesse en N	C, (P)	Sols pauvres en nutriments	USA (Nord-Ouest Pacifique, Sud-Est), Canada (SK, MB, ON, NB), Finlande, Suède, Lituanie
Quantité initiale de débris ligneux	C, (P)	Peu de bois mort	USA (Sud-Est, Nord-Ouest Pacifique)
Épaisseur de la litière (ou stock)	C, (P)	Peu de litière	USA (MD, ID), Canada (ON)
Épaisseur du profil du sol	C, (P)	Sols peu épais (avec faible stock en nutriments)	USA (Sud-Est, MD, ME, MN ...), Canada (SK, MB, ON, NB)
Roche mère	C	Sols sur roches pauvres en cations présentent un risque plus important de perte de nutriments et d'acidification (Richesse : bonne = basaltes, roches calco-silicatées ; moyenne = alluvions, gneiss feldspathique, granite, granodiorite, diorite quartzique, schiste, siltite/argilite, tonalite ; pauvre = amphibolite, andésite, dacite, diorite/gabbro, quartzite feldspathique, dyke ou sill felsique, gravier, marbre, pegmatite, gneiss dioritique (quartzique), rhyolite, roches ultramafiques ; très pauvre = quartzite.)	USA (ID, ...)
Type de sol (en fonction du degré d'altération)	C	Les types de sols altérés sont pauvres en certains nutriments et présentent un risque plus important d'acidification.	USA (MD, ...)
Type de sol (en fonction de la richesse en nutriments, l'acidité/pouvoir tampon, l'hydromorphie, ...)	C, (P)	Risque faible = Brown earths (except podzolic type (1z)), Surface-water gleys (except podzolic type (7z)), Ground-water gleys, Limestone soils, Juncusbogs ; risque moyen = Podzolic brown earths (1z), Podzolic surface-water gleys (7z), Integrate ironpan soils (4b), Peaty gley soils, Molinia bogs (9a,b) ; risque fort = High Unflushed peatland/bog soils, Molinia bogs (9c-e), Ironpansoils (except integrate type (4b)), Podzols, Littoral soils, Rankers and Skeletal soils.) §	Royaume-Uni
Type de sol (tourbières)	C	Les tourbières sont limitées en nutriments.	Finlande, Suède
Texture du sol	C, (P)	Sols à texture grossière (sols sableux) / sols pierreux ou rocheux (avec faible stock en nutriments)	USA (Sud-Est, MD, ID, ME, MN), Canada (SK, MB, ON) / Canada (NB)
Acidité du sol (& pouvoir tampon)	C, (P)	Sols acides ou avec faible capacité à neutraliser les apports acides / sols acidifiés (sites avec dépôts acides)	USA (MD), Royaume-Uni / USA, Royaume-Uni, Suède
Altitude (acidification)	C	Les sites en altitude sont acidifiés (pollution atmosphérique).	Royaume-Uni
Teneur en matière organique	C, (P)	Sols pauvres en matière organique	USA (MD, ID)
CEC	P	Sols avec faible CEC	USA (WV)
Taux de saturation de la CEC	P	Sols avec taux faible ou moyen	USA (WV)
Capacité de rétention en eau	P	Sols avec faible capacité de rétention en eau	USA (MD)
Classes de drainage et milieux humides ("wetlands")	C	Les sites mal ou excessivement drainés sont peu productifs ; les milieux humides sont souvent peu fertiles.	Canada (NB), USA (Sud-Est, MD, ME)
Essences forestières	C	Risque plus important de perte de fertilité pour certaines essences accumulant plus de nutriments.	USA (WV), Canada (QC)

[¶] La majorité des indicateurs sont plus spécifiquement en lien avec la richesse en nutriments ("fertilité chimique") des sols, mais certains sont liés à la capacité des sols à produire de la biomasse ("fertilité au sens stricte").

[#] Nature des indicateurs : C = contextuel ; P = indicateur lié (ou pouvant être lié) à une propriété du sol

§ Correspondance avec la classification française : "Podzols" = sols podzolisés, "Peaty gleys" = sols tourbeux à gley ≈ stagnogleys de la classification française, "Surface water gleys" ≈ pseudogleys de surface de la classification française ...

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Tableau de synthèse 1b : Indicateurs de sensibilité en lien avec la fertilité* (Informations quantitatives relevées principalement dans des articles scientifiques ; quelques informations proviennent de guides).

Indicateur	Nature indicateur [†]	Variable réponse étudiée	Cas de sensibilité (Informations quantitatives)	Gammes indicateur	Contexte	Peuplements	Sols	Climat	Pays	Références
Indicateur de productivité du site : indice de qualité du site (hauteur en mètres à 100 ans)	C	Perte de croissance après 2 éclaircies	< 32 %	28-34	Picea obies, peuplements de 50-92 ans (après 1-2 éclaircies)		Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 607-1040 mm/an	6 sites en Finlande, 2 sites en Norvège	Helmissaari et al. 2011 (article scientifique)
Indicateur de productivité du site : indice de qualité du site (hauteur en mètres à 50 ans)	C	Quantité de nutriments exportés lors de récoltes "arbre entier"	> 15 (faible densité), > 12 (densité moyenne à élevée)	9-18	Abies balsamea		Dépôts glaciaires, texture grossière (Humo-Ferric Podzols) ; sables fluvo-glaciaires, acides à texture grossière (Humo-Ferric Podzols) ; argiles glacio-lacustres (Grey Luvisols, Classif. Canadienne)	Température annuelle moyenne = de 0 à 1 °C	Canada (QC)	Paré et al. 2002 (article scientifique)
Indicateur de productivité du site : accroissement annuel de la biomasse de troncs avant récolte	C	Perte de croissance après coupe rase	< 3.9 tonnes/ha/an	2.5-4.3 tonnes/ha/an	Pinus taeda, peuplement avant coupe rase + 50-56 ans, après récolte + 10 ans		Sols argileux & limono-argileux (Alfiscs & Ultisols, USDA)	Précipitations = 1473-1524 mm/an	7 sites aux USA (LA & MS)	Scott & Dean 2006 (article scientifique)
Indicateur de productivité du site : accroissement annuel en volume de troncs	C	Perte de croissance après 2 éclaircies	< 14.7 m ³ /ha/an [‡]	7.8-19.3 m ³ /ha/an	Picea obies, peuplements de 50-92 ans (après 1-2 éclaircies)		Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 607-1040 mm/an	6 sites en Finlande, 2 sites en Norvège	Helmissaari et al. 2011 (article scientifique)
Quantité de bois mort tombé (débriis C, P grossiers de diamètre > 7.6-15 cm)	C, P	Perte de nutriments, ...	< 2.5 tonnes/ha < 7.4 tonnes/ha [†] < 3.9 % surface sol [†] < 1.5 % surface sol [†]	= 7.4-73 ou 7.4-101 tonnes/ha = 2-13 % 0-9 %	Plantations de pins Feuillus ("Hardwoods") ou mélanges pins & feuillus Mélanges conifères & feuillus Conifères (Cascades, Rocky & Blue Mts)				Sur-Est des USA Pacifique Nord-Ouest, OR, WA, USA	Dickinson et al. 2012 (guide) Davis et al. 2013 (guide)
Épaisseur de la litière	C, P	Perte de nutriments après éclaircies	< 4 cm	2.5-5.5 cm	Pinus sylvestris & Picea obies, peuplements de 50-92 ans (après 1-2 éclaircies)		Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 520-652 mm/an	13 sites en Finlande	Tammiminen et al. 2012 + Informations supplémentaires dans Helmissaari et al. 2011 (articles scientifiques)
Épaisseur du profil du sol	C, P	Perte de nutriments	< 50 cm < 30 cm < 25 cm	–	–	–	–	–	Canada (NB) Canada (QC)	New Brunswick 2008, Roach & Berch 2014 (guides) Paré et al. 2002 (article scientifique)
Teneurs en nutriments disponibles / échangeables du sol avant récolte	P	Perte de croissance après coupe rase	< 4.6 mg-P-Mehlich-3/kg < 26-645 mg-Ca-ech/kg < 133-147 mg-Mg-ech/kg < 107-150 mg-K-ech/kg	1.8-5.3 mg-P-Mehlich/kg 80-830 mg-Ca-ech/kg 25-169 mg-Mg-ech/kg 18-182 mg-K-ech/kg	Pinus taeda, peuplement avant récolte = 50-56 ans, après récolte = 10 ans		Sols argileux & limono-argileux (Alfiscs & Ultisols, USDA), analyses de couche 0-15 cm	Précipitations = 1473-1524 mm/an	7 sites aux USA (LA & MS)	Scott & Dean 2006 (article scientifique)
Teneur en matière organique (classes arbitraires qui reflètent des niveaux relatifs de teneur en MO dans la région étudiée)	P	–	< 4% [†]	teneur très élevée > 32%, élevée = 8-12%, moyenne = 4-8%, faible < 4%	Pinus ponderosa, Pseudotsuga menziesii, Thuja plicata, Abies grandis		Mollisols, Alfiscs & Andisols (USDA), 0-30 cm	Précipitations = 635-1500 mm/an	USA (ID, Northern Rockies)	Kimrey et al. 2011 (article scientifique)
CEC	P	Acidification	< 15 cmol/kg	–	–	–	–	–	USA	Turner et al. 1986, Adams et al. 2000 (article scientifique, synthèse)
pH	P	Acidification	< 4.5	–	–	–	–	–	USA	Turner et al. 1986, Adams et al. 2000 (article scientifique, synthèse)
"Indice de charge" (rapport entre quantité d'éléments minéraux exportés avec les rémanents et stocks totaux dans la litière)	P, D	Perte de nutriments après éclaircies	> 1 (N, P, K, Ca, Mg)	Indice de charge faible = 0.2-0.4, moyen = 0.4-0.7, fort = ou > 1	Pinus sylvestris & Picea obies, peuplements de 50-92 ans (après 1-2 éclaircies)		Sols limono-sableux ou sablo-limoneux (Spodosols, USDA)	Précipitations = 520-652 mm/an	13 sites en Finlande	Tammiminen et al. 2012 + Informations supplémentaires dans Helmissaari et al. 2011 (articles scientifiques)
"Indice de charge" (rapport entre quantité d'éléments minéraux exportés avec la biomasse et stocks disponibles dans le profil de sol)	P, D	Perte de nutriments	> 1 (pour Ca)	stocks sol = 136-6000 kg-Ca-60µm, exportations = 307-1463 kg-Ca/ha	Hardwoods		–	–	USA (WV)	Adams et al. 2000 (article scientifique, synthèse)
Bilan entrées-sorties (exportations lors de récoltes "arbres entiers" en % des stocks disponibles ; stocks échangeables sol + nitratation + dépôts atmosphériques - lixiviation).	D	Perte de nutriments	Durable < 25-30% (pour P & N), < 50% (pour K, Ca, Mg) ; durable avec restrictions : 30-60% (pour N), 25-40% (pour P), 50-100% (pour K, Ca, Mg) ; pas durable : > 100% (pour K, Ca, Mg) ; > 60-40% (pour N & P). bilan pour une période de rotation de 150 ans.	–	–	–	–	–	Autriche	Katzensteiner et al., dans Helmissaari & Vanquelsou 2013 (workshop)
Bilan entrées - sorties	D	Perte de nutriments	Risque nul - sorties < entrées ; risque faible > sorties < entrées, de moins de 33% ; risque moyen : sorties > entrées de 33-66% ; risque fort : sorties > entrées de plus de 66%	–	Betula papyrifera, Populus tremuloides, Abies balsamea, Pinus banksiana, Picea mariana		Dépôts glaciaires minces sur roches, texture grossière (Humo-Ferric Podzols) ; sables fluvo-glaciaires, acides à texture grossière (Humo-Ferric Podzols) ; argiles glacio-lacustres (Grey Luvisols, Classif. Canadienne)	Température annuelle moyenne = de 0 à 1 °C	Canada (QC)	Paré et al. 2002 (article scientifique)

* La majorité des indicateurs sont plus spécifiquement en lien avec la richesse en nutriments ("fertilité chimique") des sols, mais certains sont liés à la capacité des sols à produire de la biomasse ("fertilité au sens stricte").

† Nature des indicateurs : C = indicateur contextuel ; P = indicateur lié (ou pouvant être lié) à une propriété du sol ; D = sensibilité évaluée avec un outil/modèle

‡ Des relations ont été identifiées pour Picea obies mais pas pour Pinus sylvestris (seuilles essences étudiées).

§ Quantités minimales (Dickinson et al. 2012) ou moyennes (Davis et al. 2013) dans des forêts non gérées.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Tableau de synthèse 2 : Erosion

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Topographie	C	<i>Pentes fortes</i>	en général, pente >20-35%
Épaisseur/quantité de litière et débris	C	<i>Peu de débris</i>	–
Facteur d'érosion ("Revised Universal Soil Loss Equation" = f(%limons, %sables, matière organique, structure, conductivité hydraulique))	O, P	–	Risque plus élevé quand facteur d'érosion > 0.35 ‡

Tableau de synthèse 3 : Compaction / orniérage

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Drainage du site	C	<i>Sols peu drainés</i>	–
Profondeur de la nappe phréatique	C	<i>Proche de la surface</i>	profondeur < 30 cm*
Saisons / conditions météorologiques	C	<i>Fortes pluies, sols non gelés</i>	Profondeur de gel < 35 cm **
Topographie	C	<i>Risque plus important si pente forte</i>	Pente > 20-30%
Profondeur du sol	C, P	–	profondeur < 30 cm
Capacité portante	C, P	<i>Faible capacité portante</i>	–
Proportion de fragments rocheux	C, P	<i>Peu de fragments rocheux (en % du volume du sol ou en % de la surface au sol)</i>	Risque faible : > 10% de la surface au sol. Risque intermédiaire : taille fragments > 75 mm et > 20 % volume du sol OU 3-10% surface au sol et taille fragments > 75 mm OU ... Risque plus important : < 20 % du volume de sol. Effet combiné avec la texture du sol. *
Type de sol	C	<i>Sols organiques / Pour le Royaume-Uni : risque faible = Brown earths, Podzols (except type 3p), Calcareous soils, Rankers (except type 13g, p), Skeletal soils, Littoral soils (except type 15g, w) ; risque moyen = Podzols (type 3p), Ironpan soils, Ground water gleys, Peaty Gleys (types 6, 6z), Surface water gleys, Rankers (type 13g, p) ; risque fort = Peaty gleys (type 6p), Juncus bogs, Molinia bogs, Unflushed bogs, Littoral soils (type 15g, w).</i>	–
Classes de texture	C, P	<i>Textures fines : Risque plus élevé pour les sols argileux, limoneux, argilo-limoneux, tourbes ... *</i>	–
Texture et humidité du sol	C, P	<i>Texture fine (voire moyenne) avec humidité proche de la capacité de rétention</i>	–

‡ Classement pour une région étudiée dans l'Idaho, USA. Risque également fonction de la pente (Kimsey et al. 2011).

* Classement pour une région étudiée dans l'Idaho, USA. Risque élevé pour toutes les classes de texture, lorsque profondeur de nappe < 30 cm (Kimsey et al. 2011).

** Au Canada (Roach & Berch 2014).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Tableau de synthèse 4 : Qualité de l'eau (sédimentation ...)

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Présence de zones aquatiques, eaux sous-terraines	C	Présence de zones aquatiques, eaux sous-terraines	Mise en place de zones tampons, dont la largeur en mètres est fonction du type de cours d'eau ...
Topographie	C	Risque d'érosion et de sédimentation plus important si pente forte	Pas de récolte si pente > 30-40%, laisser suffisamment de débris si pente > 20%. Mise en place d'une zone tampon dont la largeur est fonction de la pente.
Conditions météorologiques	C	Risque plus important en cas de fortes pluies et lorsque les sols ne sont pas gelés.	–
Type de sol	C	Tourbes, grès *	–
Indicateurs de sensibilité à la compaction et à l'érosion	C, P	–	–

Tableau de synthèse 5 : Qualité de l'eau (acidification)

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Type de sol	C	Certains types de sol suivant le risque d'acidification (voir tableau synthétique sur la fertilité des sols) **	–
Altitude	C	Les sites en altitude sont acidifiés (pollution atmosphérique) avec risque d'acidification des eaux de surface	–
Géologie (roche mère)	C	Roches pauvres en bases. *	–
Indicateurs chimiques de l'eau	–	–	pH eau < 5,5 (entre le 1er février et le 31 mai) * Dureté < 12 mgCaCO ₃ /L * Alcalinité < 10 mgCaCO ₃ /L *
Modèles "chimie du sol" (effet des exportations de biomasse ... ; "SAFE", "MAGIC")	O	–	–

* Pour l'Irlande (Ireland Forest Service 2000a)

** Pour le Royaume-Uni Forest Research 2009a (Brash harvesting) ; Forest Research 2009b (Stump harvesting)

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Tableau de synthèse 6 : Biodiversité

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Présence de zones riveraines, écosystèmes rares, habitats ou espèces menacées ...	C	Présence de zones riveraines, écosystèmes rares, habitats ou espèces menacées ...	Mise en place d'une zone tampon, dont la largeur en mètres dépend du contexte
Quantité de bois mort tombé (débris grossiers de diamètre > 7.6-15 cm) #	C, P	Quantité insuffisante de bois mort au sol.	< 2.5-7.4 tonnes/ha ou < 1-9 % surface sol
Nombre d'arbres morts encore debout (diamètre > 10 ou 25 cm) #	C	Nombre insuffisant d'arbres morts.	Plantations pins (Sud-Est USA) : < 12 chicots/ha Feuillus ou mélanges pins & feuillus (Sud-Est USA) : < 15-42 chicots/ha Mélanges conifères & feuillus (Pacifique Nord-Ouest USA) : < 12-27 chicots/ha Conifères (Cascades, Rocky & Blue Mts, Pacifique Nord-Ouest USA) : < 5-27 chicots/ha

Recommandations pour le Sud-Est et le Nord-Ouest Pacifique des USA (Davis et al. 2003 ; Dickinson et al. 2012). Voir Tableau 1b pour plus de détails sur les quantités de bois mort tombé.

Tableau de synthèse 7 : Risque d'incendie

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Présence d'un risque d'incendie	C	Présence d'un risque d'incendie	–
Zones périurbaines	C	Zones périurbaines	–
Quantité, composition, distribution du bois mort	C	Risque plus élevé si beaucoup de débris ou si stockage en piles	–

Tableau de synthèse 8 : Santé des forêts

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Présence d'un risque de propagation d'insectes nuisibles ou de maladies fongiques	C	Présence d'un risque de propagation d'insectes nuisibles ou de maladies fongiques	–
Quantité, composition et arrangement des débris	C	Risque plus important de propagation des maladies en présence de débris	–

Tableaux de synthèse 9 : Autres thèmes

Indicateur	Nature indicateur	Cas de sensibilité (informations qualitatives)	Cas de sensibilité (informations quantitatives)
Présence de sites récréatifs	C	Présence de sites récréatifs	–
Présence de sites historiques, archéologiques	C	Présence de sites historiques, archéologiques	Mise en place de zones tampon (par exemple 60 m*)

* Pour la Canada, NT (Roach & Berch 2014)

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

7) Références citées dans le texte

- Adams, M.B. 1999. Acidic deposition and sustainable forest management in the central Appalachians, USA. *Forest Ecology and Management* 122, 17-28.
- Adams, M.B., et al. 2000. Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *Forest Ecology and Management* 138, 301-319.
- Aherne, J. et al. 2008. Modelling the hydro-geochemistry of acid-sensitive catchments in Finland under atmospheric deposition and biomass harvesting scenarios. *Biogeochemistry* 88, 233–256.
- Aherne, J. et al. 2012. Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochemistry* 107, 471–488.
- Akselsson, C., et al. 2007. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 238, 167–174.
- Asia - Pacific Forestry Commission, 1999. Code of Practice for Forest Harvesting in Asia-Pacific. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.
<http://www.fao.org/docrep/004/AC142E/ac142e00.htm#Contents>
- Benjamin, J.G., 2010. Considerations and Recommendations for Retaining Woody Biomass on Timber Harvest Sites in Maine. Agricultural and Forest Experiment Station. Misc. Publication 761, 69 p.
- Blanco, J.A., et al. 2005. Sustainability of forest management practices: Evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *Forest Ecology and Management* 213, 209–228.
- Cleary, M.R., et al. 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management* 290, 5–14.
- Davis, C., et al. (Forest Guild Pacific Northwest Biomass Working Group) 2013. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Pacific Northwest. Forest GUILD, Santa Fe, 23 p.
- Dickinson, J., et al. (Forest Guild Southeast Biomass Working Group) 2012. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Southeast. Forest GUILD, Santa Fe, 15 p.
- Duchesne, L., Houle, D., 2006. Base cation cycling in a pristine watershed of the Canadian boreal forest. *Biogeochemistry* 78, 195–216.
- Duchesne, L., Houle, D., 2008. Impact of Nutrient Removal through Harvesting on the Sustainability of the Boreal Forest. *Ecological Applications* 18, 1642-1651.
- Egnell G, Ulvcróna KA 2015. Stand productivity following whole-tree harvesting in early thinning of Scots pine stands in Sweden. *Forest Ecology and Management* 340, 40–45.
- Florida Department of Agriculture and Consumer Services, 2008. Silvicultural best management practices. Tallahassee, FL: Florida Department of Agriculture and Consumer Services.
- Forest Research, 2009a. Guidance on site selection for brush removal. The Research Agency of the Forestry Commission. 15 p.
- Forest Research, 2009b. Stump Harvesting: Interim Guidance on Site Selection and Good Practice. The Research Agency of the Forestry Commission. 18 p.
- Forestry Commission, 2011a. Forests and Soil. UK Forestry Standard Guidelines. Edinburgh: Forestry Commission.
- Helmisaari HS, Hanssen KH, Jacobson S, Kukkola M, Luro J, Saarsalmi A, Tamminen P, Tveite B, 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261, 1919-1927.
- Helmisaari, H-S. & Vanguelova, E. (eds.). 2013. Proceedings of the Workshop W6.1 Forest bioenergy and soil sustainability at EUROSOIL Congress 2nd July to 6th July 2012, Bari, Italy. 72 p. Available at: www.helsinki.fi/forestsciences/eurosoil/index.html
- Jacobson S, Kukkola M, Malkonen E, Tveite B, 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129, 41-51.
- Jiang, H., et al. 2002. Modelling the influence of harvesting on Chinese boreal forest carbon dynamics. *Forest Ecology and Management* 169, 65-82.
- Johnson DW, Cole DW, Bledsoe CS, Cromack K, Edmonds RL, Gessel, SP, Grier CC, Richards BN, Vogt KA, 1982. Nutrient Cycling in Forests of the Pacific Northwest. In: Edmonds RL (Ed), *Analysis of coniferous forest ecosystems in the Western United States*, Academic Press, 186-232.
- Kimsey, M., Page-Dumroese, D., Coleman, M., 2011. Assessing Bioenergy Harvest Risks: Geospatially Explicit Tools for Maintaining Soil Productivity in Western US Forests. *Forests* 2, 797-813.
- Landmann G., Nivet., C. (coord.) 2014. Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. Angers : ADEME, Paris : Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor. Rapport final, 243 p.
- Lattimore, B. et al. 2009. Environmental factors in woodfuel production: Opportunities, risks, and criteria and indicators for sustainable practices. *Biomass and bioenergy* 33, 1321–1342.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

- Luiro J, Kukkola M, Saarsalmi A, Tamminen P, Helmisaari H-S, 2009. Logging residue removal after thinning in boreal forests: long-term impact on the nutrient status of Norway spruce and Scots pine needles. *Tree Physiology* 30, 78-88.
- Merganicova, K., Pietsch, S.A., Hasenauer, H., 2005. Testing mechanistic modeling to assess impacts of biomass removal. *Forest Ecology and Management* 207, 37–57.
- Minnesota Forest Resources Council, 2005. Sustaining Minnesota Forest Resources: Voluntary Site-Level Forest Management Guidelines for Landowners, Loggers and Resource Managers. St. Paul, Minnesota.
- Minnesota Forest Resources Council, 2007. Biomass Harvesting Guidelines for Forestlands, Brushlands and Open Lands.
- NEFA, North East State Foresters Association, 2012. A Review of Biomass Harvesting Best Management Practices Guidelines. 42 p.
- New Brunswick, Department of Natural Resources 2008. Forest biomass harvesting. New Brunswick Department of Natural Resources, Fredericton, New Brunswick, 9 p.
- Nord-Larsen, T., 2002. Stand and site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23, 1 – 12.
- Noseworthy, J. 2011. A mass balance biogeochemical framework for assessing forest biomass harvest sustainability. Unpublished MSF thesis, Faculty of Forestry and Environmental Management, university of New Brunswick, Fredericton, N.B. 223 p. Available at: http://watershed.for.unb.ca/files/Josh_Thesis.pdf
- Paré, D. et al. 2002. Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecological Indicators* 1, 293–311.
- Peng, C., et al. 2002. Effects of harvesting regimes on carbon and nitrogen dynamics of boreal forests in central Canada: a process model simulation. *Ecological Modelling* 155, 177-189.
- Pinchot Institute, 2010. A Guide to Forest Biomass Harvesting and Retention in Maryland. 20 p.
- Ranatunga, K., et al. 2008. Effects of harvest management practices on forest biomass and soil carbon in eucalypt forests in New South Wales, Australia: Simulations with the forest succession model LINKAGES. *Forest Ecology and Management* 255, 2407–2415.
- Reynolds, B., Stevens, P.A., 1998. Assessing soil calcium depletion following growth and harvesting of Sitka spruce plantation forestry in the acid sensitive Welsh uplands. *Hydrology and Earth System Sciences* 2, 345-352.
- Roach, J. and S.M. Berch. 2014. A compilation of forest biomass harvesting and related policy in Canada. Prov. B.C., Victoria, B.C. Tech. Rep. 081.
- Ryan, Douglas F.; Calhoun, John M., tech. eds. 2010. Riparian adaptive management symposium: a conversation between scientists and management. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-830. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 135 p.
- Scott, D.A., Dean, T.J., 2006. Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass and Bioenergy* 30, 1001–1010.
- Stupak, I., et al. 2011. Criteria and indicators for sustainable forest fuel production and harvesting: A review of current standards for sustainable forest management. *Biomass and bioenergy* 35, 3287-3308.
- Sverdrup, H., Rosen, K., 1998. Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *Forest Ecology and Management* 110, 221-236.
- Tamminen, P., et al. 2012. Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 263, 31–38.
- Teagasc, Agriculture and Food Development Authority, Forestry Development Unit. Great Soil Groups and their suitability to forestry Teagasc, Oak Park, Carlow, Ireland. <http://www.teagasc.ie> ; http://www.teagasc.ie/forestry/docs/research/Teagasc_soil_groups_and_forestry.pdf
- Thiffault, E., et al. 2007. Investigating the soil acid–base status in managed boreal forests using the SAFE model. *Ecological Modelling* 206, 301–321.
- Thiffault, E. 2008 Impacts de la récolte forestière sur la productivité des sols: L’arbre doit-il être dans ses feuilles ? Présentation, Conférences, Les Midis de la foresterie, 12 février 2008, Cégep de l’Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec. <http://chaireafd.uqat.ca/midiForesterie/pdf/20080212PresentationEvelyneThiffault.pdf>
- Titus, B.D., Thiffault, E., Paré, D., Berch, S.M., Morris, D., 2013. Harvesting residue removal guidelines to protect soils in Canada and the science behind them. In: Helmisaari, H.S., Vanguelova, E. (Eds), Proceedings of the Workshop W6.1 Forest bioenergy and soil sustainability at EUROSOIL Congress 2nd July to 6th July 2012, Bari, Italy. Available at: www.helsinki.fi/forestsocieties/eurosoil/index.html
- Vasaitis, R., Stenlid, J., Thomsen, I. M., Barklund, P. & Dahlberg, A. 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* 42(3): 457–483.
- Watmough, S.A., Aherne, J., Dillon, P.J., 2003. Potential impact of forest harvesting on lake chemistry in south-central Ontario at current levels of acid deposition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 1095–1103.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Wei, X., Liu, W., Waterhouse, J., Armleder, M., 2000. Simulations on impacts of different management strategies on long-term site productivity in lodgepole pine forests of the central interior of British Columbia. *Forest Ecology and Management* 133, 217-229.

Zhu, Z., et al. 2003. A Forest Nutrient Cycling and Biomass Model (ForNBM) based on year-round, monthly weather conditions Part II: Calibration, verification, and application. *Ecological Modelling* 170, 13–27.

8) Annexes

8.1) Annexe 1 : Autres références utilisées dans l'étude

Akselsson, C., Westling, O., 2005. Regionalized nitrogen budgets in forest soils for different deposition and forestry scenarios in Sweden. *Global Ecology and Biogeography* 14, 85–95.

Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012. Alberta Timber harvest planning and operating ground rules and framework for renewal.

Briedis, J.I., Wilson, J.S., Benjamin, J.G., Wagner, R.G., 2011. Biomass retention following whole-tree, energy wood harvests in central Maine: adherence to five state guidelines. *Biomass and Bioenergy* 35, 3552-3560.

EECA Business, 2010. Good Practice Guide Production of wood fuel from forest landings.

Evans, A.M., et al. 2010. Revised Assessment of Biomass Harvesting and Retention Guidelines. Forest GUILD, Santa Fe, 33 p.

Evans, A.M., et al. 2013. Overview of Forest Biomass Harvesting Guidelines. *Journal of Sustainable Forestry* 32, 89–107.

Fernholz, K., 2009. Energy from Woody Biomass: A Review of Harvesting Guidelines and a Discussion of Related Challenges. DOVETAIL PARTNERS, INC., 14 p.

Forestry Commission and Northern Ireland. Forest Service, 2011. The UK Forestry Standard: The Governments' Approach to Sustainable Forest Management. Edinburgh: Forestry Commission.

Forestry Commission, 2011b. Forests and Water. UK Forestry Standard Guidelines. Edinburgh: Forestry Commission.

Forestry Commission, 2011c. Forests and biodiversity. UK Forestry Standard Guidelines. Edinburgh: Forestry Commission.

Herrick, S. K., Kovach J., Padley E., Wagner C., and Zastrow D., 2009. Wisconsin's forestland woody biomass harvesting guidelines. Pub-FR-435-2009. WI DNR Division of Forestry and Wisconsin Council on Forestry.

Ireland Forest Service, 2000. Forest biodiversity guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Ireland Forest Service, 2000. Forest harvesting and the environment guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Ireland Forest Service, 2000. Forestry and water quality guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Kabzems R., Dube S., Curran M., Chapman B., Berch S., Hope G., Kranabetter M., et Bulmer C., 2011. Maintaining Soil Productivity in forest Biomass Chipping Operations Best Management Practices for Soil Conservation. Ministry of Forests and Range, Forest Science Program.

Moffat, A., Jones, B.M., Mason, B, 2006. Managing Brash on Conifer Clearfell Sites. Forestry Commission. Edinburgh.

Nisbet, T., Dutch, J., Moffat A., 1997. Whole-tree Harvesting: a Guide to Good Practice. Edinburgh, Forestry Authority.

Stupak, I., et al. 2007. Sustainable utilisation of forest biomass for energy—Possibilities and problems: Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. *Biomass and Bioenergy* 31, 666–684.

Stupak, I., Nordfjell, T., & Gundersen, P. (2008). Comparing biomass and nutrient removals of stems and fresh and predried whole trees in thinnings in two Norway spruce experiments. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(10), 2660-2673.

Swedish Forest Agency, 2008. Recommendations for extraction of harvesting residues and ash recycling. The Swedish Forest Agency.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

8.2) Annexe 2 : Informations détaillées pour les pays d'Europe (liste non exhaustive)

BIBLIOTHÈQUE	TYPE DOCUMENT	PAYS	TYPE RESSOURCE	TIPIQUE	INDICATEURS			DESCRIPTION RESSOURCE	DE QUOI S'AGIT-IL EN RELEVANT DES ÉLÉMENTS	RISQUE LIÉ À LA PRÉSENCE D'ÉLÉMENTS NON FAVORABLES À LA SANTÉ
					PROFONDÉUR	CONTENU	ACCÈS			
Spajak et al 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Congrès (EUSOGL 2012)	Allemagne	Résultats de biomarqueurs - résultats des recommandations générales	Résultats sal / productifs			X	Bien contrôlé, volume de biomarqueurs (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Risque si bien réglé (1) (part de biomarqueurs)	--
Spajak et al 2013	Article scientifique (synthèse de données)	Allemagne	Recommandations générales	Biomarqueurs			X	Bien contrôlé, volume de biomarqueurs (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Précisions particulières dans les parties liées à recommander les conseils alimentaires et la pratique	--
Autismenregister et 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Congrès (EUSOGL 2012)	Autriche	Résultats de biomarqueurs - résultats des recommandations	Résultats sal / productifs			X	Bien contrôlé, volume de biomarqueurs (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Précisions particulières dans les parties liées à recommander les conseils alimentaires et la pratique	--
Spajak et al 2007b / Centre for Biomass Technology 2009	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides / Guide	Danemark	Résultats des biomarqueurs	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007b)	--
Spajak et al 2009	Synthèse de Guides	Danemark	Résultats de biomarqueurs	Biomarqueurs (?)			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2009)	--
Baer et al 2003 / Fombi et al 2008 / Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Synthèse de Guides / Congrès (EUSOGL 2012)	Finlande	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Global	DX		X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2003)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Congrès (EUSOGL 2012)	Finlande	Résultats des sources	Résultats sal / productifs	DX		X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Article scientifique (synthèse de données)	Finlande	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Article scientifique	Finlande	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Alman et al 2008, 2012	Article scientifique	Finlande	Résultats de biomarqueurs - résultats des recommandations & guides/hommes	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2008, 2012)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Congrès (EUSOGL 2012) / Synthèse de guides / Synthèse de données	Finlande	Résultats des sources	Résultats sal / productifs / biomarqueurs (?)			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Spajak et al 2007, 2011	Article scientifique	Finlande	Résultats des sources	Qualité eau			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007, 2011)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Congrès (EUSOGL 2012) / Synthèse de guides / Synthèse de données	Finlande	Résultats des sources	Qualité eau / justification			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Article scientifique	Finlande	Résultats de biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Qualité eau / justification			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Baer et al 2003 / Fombi et al 2008	Synthèse de Guides	Finlande	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Qualité eau / justification			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2003)	--
Spajak et al 2011	Article scientifique (synthèse de données)	Finlande	Recommandations générales	Biomarqueurs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2011)	--
Spajak et al 2013	Article scientifique (synthèse de données)	Finlande	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Qualité eau			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Helmsma & Vangierse 2013 (dans : Helmsma & Vangierse 2013)	Congrès (EUSOGL 2012)	Finlande	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Qualité eau			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2013)	--
Spajak et al 2007	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides	Lituanie	Résultats des biomarqueurs	Résultats sal / productifs	DX		X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--
Spajak et al 2007	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides	Lituanie	Résultats des biomarqueurs	Résultats sal / productifs / biomarqueurs (?)			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--
Spajak et al 2011	Article scientifique (synthèse de données)	Lituanie	Recommandations générales	Qualité eau			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2011)	--
Swedish Forest Agency 2008	Guide	Suède	Global	Global			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2008)	--
Swedish Forest Agency 2008	Guide	Suède	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Biomarqueurs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2008)	--
Spajak et al 2011	Article scientifique (synthèse de données)	Suède	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Santé forêt			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2011)	--
Swedish Forest Agency 2008	Guide	Suède	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Dommage physique aux forêts	DX (?)		X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2008)	--
Spajak et al 2007 / Swedish Forest Agency 2008	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides / Guide	Suède	Résultats des biomarqueurs (biomarqueurs) - résultats des sources	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--
Spajak et al 2007	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides / Guide	Suède	Résultats de biomarqueurs - résultats des recommandations	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--
Spajak et al 2007 / Swedish Forest Agency 2008	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides	Suède	Résultats de biomarqueurs - résultats des recommandations	Résultats sal / productifs			X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--
Spajak et al 2007	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides	Suède	Résultats de biomarqueurs - résultats des recommandations	Résultats sal / productifs	DX		X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--
Spajak et al 2007 / Swedish Forest Agency 2008	Article scientifique / synthèse de recommandations & guides	Suède	Résultats des biomarqueurs	Résultats sal / productifs	X		X	Précision des tests, les guides, les recommandations (résultats recommandés) - voir aussi: voir page 103/104/105	Zone de connaissance de la nature (dans: Biom, Spajak et al 2007)	--

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSÉ

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Source	Type de document	Langue	Recommandations générales	Statut	Notes	Présence de vers de sol et autres invertebrés	Autres observations
Forestry Commission 2011 (Forex & Biodiversity)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales	Biodiversité		X	
Forestry Commission 2011 (Forex & Biodiversity) - Forest Research 2008 (Slump harvesting)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales : récolte des souches	Biodiversité		X	Site abritant un type d'habitat de vie unique généralement protégé (plantes, animaux)
Spack et al 2011, Ribot et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Article scientifique (synthèse de données) / Guide	Anglais-UK	Recommandations générales	Biodiversité		X	Sols à forte valeur écologique / présence d'espèces clés
Forestry Commission 2011a (Forex & Soils)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales	Dommage physique aux sols	(X)	X	Humidité des sols
Nisbet et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales : récolte des souches	Dommage physique aux sols (compaction, érosion, séchage)		X	Clives (conditions météo-écologiques)
Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Ribot et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Résultats des rémanents (Biodiversité) : récolte des souches	Dommage physique aux sols (compaction, érosion, séchage)		X	Type de sol
Forestry Commission 2011a (Forex & Soils) - Forest Research 2008 (Slump harvesting)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales : récolte des souches	Dommage physique aux sols (compaction, érosion, séchage)		X	Topographie du site (pente)
Nisbet et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Récolte des rémanents	Requête sol / acidification	(X)	X	Acidité et fertilité intrinsèque du sol
Forestry Commission 2011a (Forex & Soils)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales : récolte des rémanents	Requête sol / acidification		X	Altitude / Exposition - sols pauvres, déclin acides
Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Ribot et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Résultats des rémanents (Biodiversité) : récolte des souches	Requête sol / production		X	Type de sol
Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Moffat et al 2005 (Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Récolte des souches	Solifères		X	Présence de mollusques fugaces
Forestry Commission 2011a (Forex & Biodiversity) - Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Moffat et al 2005 (Forestry Commission) - Ribot et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales : récolte des souches	Qualité eau		X	Présence de vers de sol
Forestry Commission 2011a (Forex & Biodiversity)	Guide	Anglais-UK	Recommandations générales	Qualité eau	X	X	Présence d'habitat et d'habitat protégé dans les milieux adjacents
Forestry Commission 2011a (Forex & Biodiversity) - Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Moffat et al 2005 (Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Résultats des rémanents	Qualité eau (acidification)		X	Altitude / Exposition - sols pauvres, déclin acides
Nisbet et al 1997 (The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission)	Guide	Anglais-UK	Récolte des rémanents	Qualité eau (acidification)		X	Charge critique / Acidité avec un moule
Forest Research 2008 (Slump harvesting) - Forest Research 2008 (Slump harvesting)	Guide	Anglais-UK	Résultats des rémanents (Biodiversité) : récolte des souches	Qualité eau (acidification)		X	Type de sol

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Inland Forest Service 2006a	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Qualité de l'eau (et Sédiments)		X			Présence de truites, nectaires ou têtards	Situations sensibles nécessitant la mise en place de zones tampons et de zones d'écoulement (restriction des opérations ou opérations prohibées), rétention d'arbres.	Date/l'accumulation de débris dans les zones équivalentes.
Inland Forest Service 2006b	Guide (qualité de l'eau)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Qualité eau (acidification)	X	X			Coléoptères et/ou diptères, et acidité de l'eau des zones ripariennes	Zones aquatiques sensibles à l'acidification (si gâlage possible en basculement, pH < 5,5 (pH de la rivière en la nuit), densité de l'eau < 12 mgCaCO3/l, alcalinité de l'eau < 20 mgCaCO3/l).	---
Inland Forest Service 2006c	Guide (qualité de l'eau)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Qualité eau (arsenic, sélénium, plomb et radionucléides (technogéniques))		X			Type de sol, topographie (zones) et l'usage (conditions météorologiques)	En cas d'arrêt de l'acidification dans les zones aquatiques (comme il y a eu auparavant certains types de sol (sables, sols profondément gâtés) et des fortes pentes. Mise en place de zones tampons (limitant les zones ripariennes) avec restrictions des opérations afin de limiter le ruissellement. Le danger de la zone tampon dépend de la pente. Quand la ruisselle est élevée, des tapis de débris peuvent être utilisés pour limiter l'érosion/débris. Quand il y a une forte pente, limiter l'érosion pendant les travaux.	---
Inland Forest Service 2006d	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Dommages physiques aux végétaux	0	X			Capacité portante du sol	Sols sensibles - sols avec faible capacité portante	---
Inland Forest Service 2006e	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Dommages physiques aux végétaux		X			Climes (conditions météorologiques)	Éviter le récolte par temps (sols) humides, gelées avec neige (plus restrictions opérationnelles)	---
Inland Forest Service 2006f	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Biodiversité		X			Présence d'espèces importantes (oiseaux...)	Attention particulière lors des périodes de reproduction / migration	---
Inland Forest Service 2006g	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Biodiversité		X			Zones spéciales de protection, zones de protection spéciale et sites de patrimoine culturel	Zones spéciales de protection, zones de protection spéciale et sites de patrimoine culturel	---
Inland Forest Service 2006h	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Biodiversité		X			Présence d'habitats et espèces d'intérêt particulier, faune d'intérêt particulier, espèces vulnérables de mammifères, périodes de nidification	Présence d'habitats et espèces d'intérêt particulier, faune d'intérêt particulier, espèces vulnérables de mammifères, périodes de nidification	---
Inland Forest Service 2006i	Guide (feuille de biomasse)	Irlande	Étude de biomasse (pré-coupe et coupe nette)	Autre		X			Présence de sites archéologiques	Situations nécessitant la mise en place de zones tampons et de zones d'écoulement (restriction des opérations ou opérations prohibées)	---
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	République tchèque	Recommandations générales	Biodiversité		X			Présence d'habitats protégés et d'écosystèmes menacés	Présence d'espèces protégées et d'écosystèmes menacés	---
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	République tchèque	Recommandations générales	Santé forêt		X			Présence d'habitats sensibles (le nourrissant des oiseaux)	?	?
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Espagne	Recommandations générales	Biodiversité		X			Forêts à haute valeur de conservation	Précautions particulières dans ces forêts afin de maintenir les caractéristiques originales et leur fonction	---
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Allemagne	Recommandations générales	Biodiversité		X			Forêts à haute valeur de conservation	Précautions particulières dans ces forêts afin de maintenir les caractéristiques originales et leur fonction	---
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Lettonie	Recommandations générales	Santé forêt		X			Cas de maladies, présence de ravageurs	---	La protection contre les maladies et ravageurs doivent porter sur la biomasse
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Norvège	Résultats des observations	Qualité eau		X			Présence de truites, têtards, etc.	---	Les réservoirs de rétention et de vit doivent être nettoyés des résidus de coupe
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Norvège	Résultats des observations	Autre		X			Présence de réservoirs de rétention et de vit	---	Les réservoirs de rétention et de vit doivent être nettoyés des résidus de coupe
Stupák et al 2007	Article scientifique (synthèse de recommandations à court terme)	Slovaquie, Lettonie, Estonie, Finlande, Norvège, Autriche, Luxembourg	Résultats des observations	Santé forêt		X			Présence d'habitats sensibles	---	Évaluer/limiter le risque des réservoirs pour prévenir l'acidification (surtout en cas de ruisselle et propagation d'habitats sensibles)
Stupák et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Allemagne, République tchèque, Estonie, Roumanie, Norvège	Résultats des observations	Qualité eau		X			Présence de zones d'eau	---	Les réservoirs de rétention des réservoirs des zones d'eau.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSÉ

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

8.3) Annexe 3 : Informations détaillées pour les USA et le Canada (liste non exhaustive)

RÉFÉRENCE	TYPE DOCUMENT	PAYS	TYPE PRODUIT	RISQUE	NIVEAU D'ÉVALUATION			DESCRIPTION PRODUIT	DOUS DE CONSTATER LA SENSIBILITÉ DES PARAMÈTRES	RISQUES LIÉS À LA PRÉSENCE D'ÉLÉMENTS NON FAVORABLES À LA RECETTE
					IMPACTS SUR LES VITICULTEURS	IMPACTS SUR LES PROPRIÉTAIRES DES VITICULTEURS	IMPACTS SUR LES CONSOMMATEURS			
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Dommage physique suite (déplacement, érosion, compactage)		X		Sensibilité des vitres fonction de la pente.	--	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Dommage physique suite (déplacement, érosion, compactage)	(X)	X		Sensibilité des vitres fonction des classes de la texture et de la texture en matière organique. Les vitres à texture fine sont sensibles à la compaction en conditions humides (pour ces vitres, les opérations doivent être effectuées lorsque le sol est humide ou saturé).	--	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Qualité eau / biodiversité		X		Présence de cours d'eau, ruisseau et zones humides.	Mise en place de zones tampons dans la largeur dépend du cours d'eau, lac ou zone humide. Les vitres à texture fine ont une sensibilité plus élevée que les zones humides. Les vitres à texture moyenne à fine, saturées, et pour les vitres organiques avec une couche de surface bien développée, le risque d'érosion augmente si les vitres présentent une pente d'au moins 20%.	Même des quantités excessives de débris fins ont un effet négligeable sur la biologie des cours d'eau.
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Hydrologie du site	(X)	X		Taux de ruissellement, drainage et relief du site.	Risque plus élevé avec un sol à texture fine, une nappe phréatique haute et un relief élevé.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Risque incendie		X		Sites avec risque d'incendie, sites perturbés.	--	La compaction et l'arrangement des débris généraux doivent permettre un niveau de risque acceptable.
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Santé humaine		X		Présence d'éléments nocifs et de métaux.	--	Revenir moins de débris ou le risque d'incendie est élevé ou dans les zones perturbées. L'objectif de réduire le risque d'incendie est prioritaire sur celui de maintenir la biodiversité - ne pas retirer les débris sous forme de piles.
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, BC	Général	Santé humaine		X		Présence d'éléments nocifs et de métaux.	--	La compaction et l'arrangement des débris généraux doivent permettre un niveau de risque acceptable.
Rouch & Borch 2004, Alberta Environment Sustainable 2012	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, AB	Réculte de biomasse	Risque incendie		X		Sites sensibles - pas de récolte de biomasse.	--	Les débris de récolte doivent être gérés afin de minimiser le risque d'incendie. Une quantité non contrôlée de débris doit être maintenue pour les quantités d'habitats et de perturbation mais la priorité est de limiter le risque d'incendie (distribution de quantités).
Rouch & Borch 2004, Alberta Environment Sustainable 2012	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, AB	Général	Dommage physique suite (compaction, érosion)		X		Drainage du sol, climat et saison.	Les sites humides ou peu drainés sont sensibles à la compaction. Le risque considérable de biomasse est élevé pour les pentes fortes, il y a aussi un risque en hiver, si les vitres sont humides et si il n'est pas encore gelé (le risque doit donc être évalué lorsque le sol est gelé ou par temps sec).	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, AB	Général	Dommage physique suite (compaction, érosion)	(X)	X		Caractéristiques du sol (texture, teneur en matière organique et humidité, température, pH et densité).	Risque de compaction pour les vitres à texture moyenne à fine avec une humidité élevée de la couche de rétention en eau. Risque d'érosion pour les vitres à texture moyenne à fine, saturées, et pour les vitres organiques avec une couche de surface bien développée. Le risque d'érosion augmente si les vitres présentent une pente d'au moins 20%.	--
Rouch & Borch 2004, Alberta Environment Sustainable 2012	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, AB	Général	Qualité eau / biodiversité		X		Présence de cours d'eau (habitats potentiels).	Recommandations particulières dans les zones humides. Les débris peuvent être abrités dans certains cas mais les débris ne doivent pas aller dans les cours d'eau. Si c'est le cas, ils doivent être retirés immédiatement sans machine.	Les débris ne doivent pas aller dans les cours d'eau. Si c'est le cas, ils doivent être retirés immédiatement sans machine.
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, AB	Réculte de biomasse	Santé humaine		X		Présence d'éléments nocifs.	--	Les débris de récolte doivent être gérés, pour les débris fins de débris le risque de propagation est élevé. Les débris doivent être retirés immédiatement sans machine.
Alberta Environment Sustainable 2012	Réglementaire	Canada, AB	Général	Biodiversité		X		Présence d'éléments nocifs ou de métaux, espèces, habitats, oiseaux, etc.	Les opérations doivent permettre le maintien des habitats des espèces sensibles, et de certaines espèces sensibles des vitres spécifiques. Mise en place de zones tampons.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, SE	Réculte de biomasse / récolte de résidus	Fertilité / productivité	(X)	X		Équilibre du sol, texture du sol.	Les débris doivent être retirés afin de restaurer le système au sol.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, SE	Général	Dommage physique suite (érosion, compactage)	(X)	X		Humidité du sol.	Sur les vitres sensibles (sols humides), limiter la circulation de matériel lourd.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, SE	Réculte de biomasse	Risque incendie		X		Sites avec risque d'incendie.	--	Les débris, s'ils des opérations de récolte doivent être gérés afin de réduire le risque.
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, SE	Général	Qualité eau / biodiversité		X		Présence de cours d'eau et zones humides.	Mise en place de zones tampons autour des cours d'eau et zones humides.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, MB	Réculte de biomasse / récolte de résidus	Fertilité / productivité	(X)	X		Équilibre du sol, texture du sol.	Sites sensibles à la récolte de débris, soit par érosion ou soit par la texture du sol.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, MB	Général	Dommage physique suite (érosion, compactage)		X		Drainage du sol et climat.	Les vitres peu drainés sont sensibles à la compaction. Recueillir la biomasse.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, MB	Général	Dommage physique suite (érosion)		X		Topographie générale.	Sur les vitres sensibles (sols humides), limiter la circulation de matériel lourd.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, MB	Général	Qualité eau / biodiversité		X		Présence de cours d'eau, plans d'eau, zones humides.	Mise en place d'une zone tampon entre les vitres et les plans d'eau ou zones humides. Ne pas faire de coupe vers à proximité de plans d'eau ou de zones d'eau. Éviter la récolte dans la zone de tampon.	Ne pas laisser des piles de débris à proximité des cours d'eau.
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, MB	Général	Santé humaine		X		Présence d'éléments nocifs et de métaux.	Mise en place de zones tampons.	--
Rouch & Borch 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, MB	Général	Biodiversité		X		Présence de sites de certains oiseaux et habitats d'espèces sensibles.	Présence de sites de certains oiseaux et habitats d'espèces sensibles.	--

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSÉ

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Source	Type de document	Pays	Thème	Année	Langue	Disponibilité	Accessibilité	Relevance	Qualité	Notes	Statut	
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Réculte de biomasse / récolte des résidants	Fertilité / productivité	(X)	X				Qualité de l'eau, humidité du sol	Si les verselles à la récolte des débris et à la perte de nutriments (soit peu épan) se fait à temps possible (avant les débris, avant la récolte des résidants)	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Réculte de biomasse / récolte des résidants	Fertilité / productivité	(X)	X				Couche de l'eau	Si les verselles à la récolte des débris et à la perte de nutriments, soit avec peu ou pas de matériel organique accumulé ou incorporé (par exemple, après un incendie)	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général; récolte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)	(X)	X				Réserve de sol	Si les verselles, à l'heure de la récolte de récoltes organiques permet de réduire le dommage physique à l'humidité du sol	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général; récolte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)		X				Couche	Si les verselles, avec forte pente (plusieurs degrés) lorsque pente >20%, elles sont susceptibles de provoquer des dommages physiques.	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général; récolte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)		X				Type de sol et climat	Évaluer la récolte sur certaines terres et l'absence de gel	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général; récolte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)		X				Topographie (pente)	Si les verselles, avec forte pente (plusieurs degrés) lorsque pente >20%, elles sont susceptibles de provoquer des dommages physiques.	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général; récolte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)	(X)	X				Épaisseur du sol	Si les verselles, avec sols peu profonds (par exemple, < 30 cm)	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général; récolte de biomasse	Humidité de sol		X				Sécheresse de sol	Dans les sites les sols, récolter des débris lors des opérations de récolte afin de diminuer la température du sol et de limiter un séchage excessif	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, ON	Général	Qualité eau / biodiversité		X				Présence de cours d'eau	Atteint en phase de zone riveraines autour des cours d'eau afin de protéger les habitats, des poissons et les oiseaux	-
Wehrhahn & Webber 1972 (cité dans Beach et al 2012)	Article scientifique	Canada, QC	Réculte de biomasse / récolte des résidants	Fertilité / productivité	X	X	(X)			Qualité de l'eau, humidité du sol	Si pertes importantes en comparaison aux apports et aux stocks dans les sols	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, QC	Réculte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)		X				Présence de verselles d'eau	Les verselles peu profondes (classées de drainage S & S-A-VERTIER) sont susceptibles de récolter la biomasse uniquement lorsque le sol est gelé sur une profondeur minimale de 20 cm	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, QC	Réculte de biomasse	Qualité de l'eau		X				Présence d'un cours d'eau, lac, étang, marécage ou tourbière avec basses et topographie (pente)	Si les verselles récoltent une zone tampon. Récolter possible uniquement si pente < 45%, utilisation de machines limitées. Les opérations sont interdites dans 20% des bandes riveraines afin de permettre le développement de verses arbores de différentes espèces et l'approvisionnement des oiseaux et débris.	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, QC	Général	Biodiversité		X				Présence de verselles d'eau	Si les verselles récoltent une zone tampon en hiver	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, QC	Général	L'eau		X				Présence de verselles d'eau	Si les verselles récoltent une zone tampon	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, QC	Général	Autre		X				Présence de verselles d'eau	Si les verselles récoltent une zone tampon	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Général; récolte de biomasse	Qualité eau		X				Présence de cours d'eau	Si les verselles récoltent une zone tampon. Limitation de la récolte de biomasse au maximum 10% de bois récolté en une seule récolte; 20% de surfaces tampon récolté dans une zone tampon de 20 m de large; Limitation de l'utilisation de véhicules pour les opérations afin de limiter le transfert de sédiments dans les cours d'eau	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Général; récolte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)	(X)	X				Type de sol, relief, humidité de sol, humidité et humidité organique, profondeur du sol, présence et climat	Risque élevé de destruction de matériel récolté. Ne pas surexploiter (éviter des opérations ou intervenir lorsque les sols sont gelés) ou pendant les périodes (selon le site). Quand le risque d'érosion est élevé, la couche de l'eau doit être récoltée et il faut limiter la quantité de matériel récolté	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Général	Biodiversité		X				Présence d'écopistes (cascades, lacs, enfoncements (par exemple, "sol grave") / pas de plantes, animaux habitats (écopistes))	Si les verselles récoltent des verses riveraines avec peu d'activités (perte de biomasse récoltée)	-
Beach et al., 2010, 2012	Synthèse de données	Canada, NS	Réculte de biomasse	Fertilité / productivité	(X)	X				Présence de cours d'eau	Si les verselles récoltent une zone tampon (pas de récolte)	-
New Brunswick 2008 / Roach & Beach 2004	Guide / Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Réculte de biomasse / récolte des résidants	Fertilité / productivité	(X)	X				Type de sol, relief, humidité de sol, humidité et humidité organique, profondeur du sol	Si les verselles (soit précieuses ou récoltes, soit verses et passives). Autres verselles, profondeur de sol < 30 cm. Pas de récolte de biomasse, ou des débris qui entraînent (pas de récolte de biomasse, selon le document)	-
New Brunswick 2008 / Roach & Beach 2004	Guide / Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Réculte de biomasse / récolte des résidants	Fertilité / productivité		X				Présence de verses riveraines ("wetlands")	Si les verselles. Pas de récolte des résidants ou des débris qui entraînent (pas de récolte de biomasse, selon le document)	-
New Brunswick 2008 / Roach & Beach 2004	Guide / Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Réculte de biomasse / récolte des résidants	Fertilité / productivité		X				Système ("Forest Biomass Decision Support System", FBDS) qui génère des informations (type de sol, type de sol, humidité, humidité atmosphérique, humidité et nutriments dans les verses, composition des verses, occurrence du matériel, topographie) (DSD) et des informations relatives sur le terrain (profondeur de sol, profondeur de la nappe, informations sur le propriétaire). Le modèle permet de déterminer les effets de la récolte de biomasse sur la zone de récolte et la récolte de biomasse	Sensibilité des verses récoltées en comparant les quantités de nutriments disponibles et la demande en nutriments permettant un taux de croissance productif	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Réculte de biomasse	Dommage physique sub (compaction, enfoncement, tassement)		X				Topographie (pente)	Si les verselles, avec fortes pentes. Nombre de récoltes en conditions de pente forte	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NS	Général; récolte de biomasse	Qualité eau		X				Présence de cours d'eau	Si les verselles récoltent une zone tampon. Limitation de la récolte de biomasse (au maximum, 20% du bois récolté) et des débris, au moins 10% de surfaces tampon gelé sur les sites à zone tampon	-
Roach & Beach 2005	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, PE	Général; récolte de biomasse	Qualité eau		X				Présence de cours d'eau et zones humides ("wetlands")	Si les verselles à protéger/ récolte en phase d'une zone tampon avant des restrictions sur la récolte d'après les restrictions de machines limitées	-
Roach & Beach 2005	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, PE	Général; récolte de biomasse	Biodiversité		X				Présence de verselles d'eau	Si les verselles à protéger/ récolte en phase d'une zone tampon avant des restrictions sur la récolte d'après les restrictions de machines limitées	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NL	Général; récolte de biomasse / récolte des résidants	Sans forêt		X				Présence de machines ou machines limitées	-	Les branches et le feuillage doivent rester sur le site afin de protéger la forêt et de limiter la perturbation du sol par les machines, sauf lors de coupes de biomasse (récolte de produits récoltés, par le biais de la récolte de biomasse)
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NL	Général; récolte de biomasse	Qualité eau / biodiversité		X				Présence de cours d'eau et topographie (pente)	Si les verselles récoltent des zones tampon. Les branches de débris et verses dans les cours d'eau doivent être limités. Limitation de l'utilisation de machines à proximité des cours d'eau. Pas de récolte sur des pentes > 30%. La largeur de la zone tampon est fonction de la pente. Limiter l'érosion. Éviter la récolte dans les zones à forte pente, après un séchage de longues périodes	Afin de protéger les habitats des poissons, des zones tampon sont récoltées au moins les cours d'eau et les verses de récolte. Les verses de récolte ne doivent pas être récoltés à l'intérieur de 10 lignes des hautes eaux afin d'éviter leur transfert dans les cours d'eau
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NL	Général; récolte de biomasse	Biodiversité		X				Présence de verselles d'eau, sols de certaines zones	Si les verselles récoltent des zones tampon, sans récolte de biomasse	-
Roach & Beach 2004	Synthèse de recommandations et recommandations	Canada, NL	Général	Biodiversité		X				Présence d'écopistes (cascades, lacs, enfoncements (par exemple, "sol grave") / pas de plantes, animaux habitats (écopistes))	Si les verselles récoltent des zones tampon, sans récolte de biomasse	-

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, NT	Général / récolte de biomasse	Qualité eau		X	Présence de pluies d'eau	Sites sensibles : sites à proximité de points d'eau et sols non gelés (pas de coupe de neige)	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, NT	Général / récolte de biomasse	Autres		X	Présence de sites anthropologiques	Sites sensibles : évitement une zone tampon (50 m) sans opération.	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, NT	Général / récolte de biomasse	Enduvés		X	Présence de sites d'intérêt géologique	Sites sensibles (pas d'opération de récolte pendant la période de rosidification)	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, YT	Général	Enduvés		X	Présence d' habitats de certains espèces (arbres d'aune, ruis de l'éclaircie)	Sites nécessitant une zone tampon sans perturbation...	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, YT	Général	Qualité eau	X	X	Présence de sites d'écrit, sites, et autres habitats ("wildlife")	Sites nécessitant une zone d'aménagement naturel...	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, YT	Général	Dommages physiques aux habitats (7)		X	Topographie (pente)	Sites sensibles : pente > 30%	
Rouch & Borch 2004	Synthèse de réglementations et recommandations	Canada, YT	Général	Autres		X	Présence de sites anthropologiques ou historiques	Sites ne devant pas être perturbés lors des opérations de récolte (mise en place d'une zone tampon)	
Stouck et al 2001	Article scientifique (synthèse de révisions)	Canada, maritime	Récolte de biomasse	Qualité eau		X	Présence de sites d'eau	Protection des zones sensibles (des ruis, d'eau, contre l'érosion)	
Dredon et al 2001	Article scientifique	USA	Récolte des résineux	Fertilité / productivité	(X)	X	Niveau de fertilité élevée	Sites sensibles : en richesses	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte de biomasse	Enduvés		X	Présence de habitats (ou habitats "à l'air garanti")	Préservation des habitats ou espèces rares	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte de biomasse	Fertilité / productivité	(X)	X	Topographie (pente)	Sols plus productifs : sites sensibles	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte de biomasse	Fertilité / productivité	X	X	Niveau de sol	Sols à texture grossière : sites sensibles	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte des résineux	Fertilité / productivité & solivage	(X)	X	Quantité relative de débris	Plus les quantités relatives de bois sont plus faibles, plus les résineux doivent être récoltés (quantité minimale de débris = 1 kg par les tonnes de bois à récolter pour les sites de récolte)	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte des résineux	Enduvés	(X)	X	Niveau d'écritures faibles	Il faut en moins de 10 arbres récoltés par acre	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte des résineux	Qualité eau		X	Présence de sites d'eau et autres habitats	Attention particulière aux autres habitats, pas rapport aux débris	
Dredon et al 2002	Guide	USA, Sud-Est	Récolte des résineux	Fertilité / productivité & solivage		X	Présence de résineux sensibles ("sensitive")	Les résineux sensibles pourraient être récoltés et être commercialisés rapidement sans laisser les débris	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte des résineux	Fertilité / productivité	(X)	X	Niveau de fertilité élevée	Sites sensibles : en richesses	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte des résineux	Fertilité / productivité	X	X	Quantité relative de débris	Plus les quantités relatives de bois sont plus faibles, plus les résineux doivent être récoltés	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte des résineux	Dommages physiques aux habitats (6)	(X)	X	Humidité des sols	Les débris protègent les sols de la compaction surtout quand ils sont humides	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte des résineux	Dommages physiques aux habitats (6)		X	Topographie (pente)	Les sites à forte pente sont plus sensibles à la récolte des résineux (20% des débris doivent être récoltés au lieu de 10% par exemple)	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte de biomasse	Enduvés		X	Présence d' habitats (habitats) et d' écritures et d'écritures	Protection des habitats dans la récolte de biomasse (pas de coupe de neige)	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte de biomasse	Enduvés		X	Risques de résineux sensibles ("sensitive")	Des sites doivent avoir une attention particulière : la récolte de biomasse n'est pas recommandée	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte de biomasse	Enduvés		X	Présence de sites d'eau (sites) et autres habitats	Sites sensibles protégés	
Davis et al 2001	Guide	USA, West North	Récolte des résineux	Qualité eau		X	Présence de sites d'eau et autres habitats	Attention des sites sensibles des sites d'eau, et attention particulière de la récolte des débris et de ne pas perturber la récolte afin de limiter le ruissellement	
Emery et al 2002	Article scientifique	USA, ID	Récolte de biomasse	Fertilité / productivité	X	X	Topographie (pente)	Sites sensibles : sites à texture grossière	
Emery et al 2001	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Fertilité / productivité	X	X	Niveau de sol	Sites sensibles : sols à texture grossière	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Fertilité / productivité	X	X	Niveau de la récolte élevée	Sites sensibles : moins riches en carbone et/ou avec faible potentiel d'accumulation de carbone	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	X	Profondeur de la récolte élevée	Sites sensibles : sol minimal de surface (0-20 cm) avec faible teneur en carbone (pas de coupe de neige)	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	X	Niveau de sol	Sites plus sensibles lorsque la profondeur de la récolte est > 30 cm pendant 12 mois	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	X	Quantité de débris récoltés dans le sol	Plus la récolte est riche, plus le risque est élevé (par classement des arbres en fonction du risque dans la référence). Le risque dépend aussi de la quantité de débris récoltés	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	X	Topographie (pente)	Moins il y a de débris, plus le risque est élevé (voir détails dans la référence). Le risque dépend aussi de la texture du sol	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	X	Topographie (pente)	Risque plus important lorsque pente > 20%	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	X	Topographie (pente)	Risque plus important en forte pente (>20%), risque également fonction du largeur de coupe	
Emery et al 2001 / Davis et al 2003	Article scientifique / Guide	USA, ID	Récolte de biomasse	Dommages physiques aux habitats (6)	X	(X)	Facteur d'érosion (fonction de la pente, de la vitesse, de la longueur de la pente, de la couverture végétale)	Voir détails dans la référence.	

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Minnesota Forest Resources Council 2005	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Stabilité		X	Présence de toues d'eau et autres obstacles	On peut récolter quelques arbres avec des réaménagements, mais il doit y avoir un équilibre entre récolte supplémentaire de biomasse et présence de la "Biosphère"	--
Minnesota Forest Resources Council 2007	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Stabilité		X	Présence de communautés de plantes exotiques	Certaine récolte de biomasse peut être le cadre de stratégies visant à maintenir des habitats d'espèces rares ou à restaurer des communautés dégradées	Sélectionner la récolte de biomasse sur des sites de forêts âgées à maintenir des habitats d'espèces rares ou à restaurer des communautés dégradées
Minnesota Forest Resources Council 2005	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Stabilité		X	Présence d'espèces végétales ou animales non natives ou exotiques	Évaluer la récolte de biomasse	--
Minnesota Forest Resources Council 2007	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Qualité de l'eau		X	Présence de plans d'eau, zones humides et zones humides	Attention particulière au niveau de ces zones qui ont un rôle de régulation des écoulements de sédiments et nutriments dans les rivières et plans d'eau	--
Minnesota Forest Resources Council 2005	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Forêt / productivité		X	Type de sol	Risque de perte en nutriments dans les sols tropiques profonds (avec une profondeur supérieure à 20 pouces / centimètres) sur les récoltes de biomasse (temporaires)	--
Minnesota Forest Resources Council 2007	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Forêt / productivité		X	Profondeur du sol	Risque de perte en nutriments dans les sols peu profonds (1-8 pouces). Évaluer la récolte de biomasse (temporaires). Dans les sols épais de 8 à 20 pouces, lister un plan d'ajout de nutriments.	--
Minnesota Forest Resources Council 2005	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Forêt / productivité		X	Texture du sol	Risque de perte en nutriments dans les sols à texture grossière (sols sableux).	--
Minnesota Forest Resources Council 2007	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Forêt / productivité		X	Siteux extrêmes (sites à aspects atmosphériques, étiologies, rapports avec les eaux souterraines, pertes par forçage, écoulements de nutriments sans écoulement ou être entrés, stocks de nutriments disponibles jusqu'à une profondeur de 80 pouces, présence ou absence la mise en œuvre de la mesure préventive sur 10 ans)	Minérer un plan de suivi des débris dans les sites extrêmes et à long terme	--
Minnesota Forest Resources Council 2005	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Dommages physiques aux troncs		X	Présence d'un risque d'avalanches (également en milieu perturbé)	Sites plus appropriés (avec risque d'avalanches) soit sans pente >35%	--
Minnesota Forest Resources Council 2007	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Risque incendie		X	Présence d'un risque d'incendie (également en milieu perturbé)	--	Le gestion de débris de récolte doit prendre en compte la réduction de combustibles afin de diminuer le risque d'incendie
Minnesota Forest Resources Council 2005	Guide	USA, MN	Résultats des réaménagements	Sans forêt		X	Présence de maladies ou d'insectes nuisibles	--	Par exemple, utilisation des débris de récolte lors d'activités afin de lutter contre le dendroctone du pin (contaminés de l'arbre de pin)

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

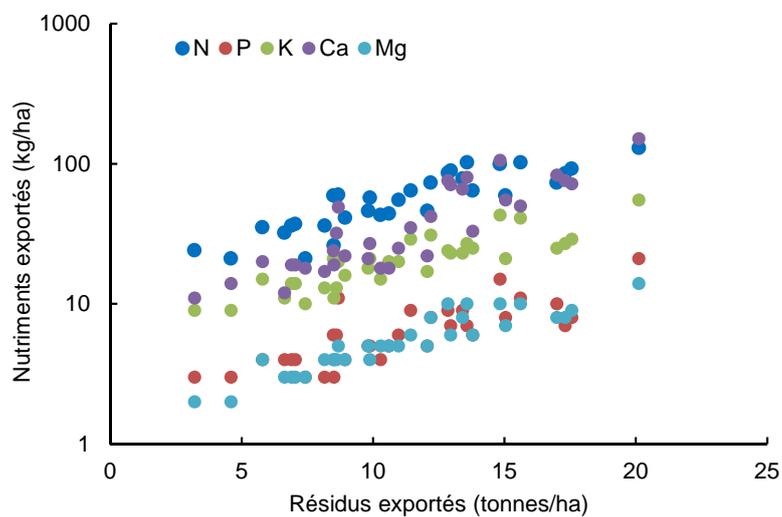
8.4) Annexe 4 : Informations détaillées pour les autres pays / régions du monde (liste non exhaustive)

REFERENCE	TYPE DOCUMENT	PAYS	TYPE PRATIQUE	THEME	NATURE INDICATEUR			DESCRIPTION INDICATEUR(S)	CAS DE SENSIBILITE A LA RECOLTE DES REMANENTS	RISQUES LIES A LA PRESENCE DE REMANENTS (ou CAS FAVORABLE A LA RECOLTE)
					PRIONOMIETRIE DU SOL	CONTEXTE SURE (CLIMAT, GEOLOGIE, TYPE SOL)	OUTIL SIMULATION			
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Russie	Récoltes des rémanents	Risque incendie		X		Présence d'un risque incendie	-	Il est préférable d'exporter les résidus si ils risquent de causer un incendie .
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Russie	Récoltes des rémanents	Santé forêts		X		Présence d' insectes nuisibles	-	Il est préférable d'exporter les résidus en cas de risque de propagation d'insectes nuisibles.
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Russie	Recommandations générales	Biodiversité		X		Présence d' habitats d'espèces rares, menacées ou menacées d'extinction (plantes, animaux, champignons)	Présence d'habitats d'espèces rares, menacées ou menacées d'extinction (plantes, animaux, champignons)	-
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Bielorusie	Récoltes des rémanents	Risque incendie		X		Présence d'un risque incendie	-	La résistance des forêts aux incendies est améliorée lorsque les déchets (rémanents) et litières sont exportés.
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Nouvelle Zélande	Récoltes des rémanents	Qualité eau / Biodiversité		X		Présence de cours d'eau	-	Gestion de la disposition des débris afin d'éviter leur transfert dans les eaux de surface.
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Australie	Récoltes des rémanents	Risque incendie		X		Présence d'un risque incendie	-	Réduire les quantités de combustibles : litière, résidus après récolte.
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Australie	Opérations forestières	Biodiversité		X		Sites à haute valeur biologique	Sites à gérer/protéger : modifier ou exclure les opérations sylvicoles	-
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Bésil	Général	Général		X		La gestion forestière doit prendre en compte la topographie, les sols et les ressources en eau	-	-
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Chili	Récoltes des rémanents	Risque incendie		X		Présence d'un risque incendie	-	Gestion des résidus.
Stupak et al 2011	Article scientifique (synthèse de normes)	Chili	Récoltes des rémanents	Qualité eau		X		Présence de cours d'eau	-	Procédures pour limiter la chute de résidus de récolte dans les cours d'eau
Asia - Pacific Forestry Commission, 1999	Guide (zones d'exclusion)	Asie-Pacifique	Général / récolte de biomasse	Biodiversité		X		Zones d'importance écologique : milieux humides "wetlands", mangroves	Pas de récolte. Zones exclues des activités de récolte.	-
Asia - Pacific Forestry Commission, 1999	Guide (zones d'exclusion)	Asie-Pacifique	Général / récolte de biomasse	Biodiversité		X		Présence d' habitats fauniques spécifiques , ou de zones contenant des espèces menacées	Mise en place de zones tampons, dans lesquelles la récolte est exclue.	-
Asia - Pacific Forestry Commission, 1999	Guide (zones d'exclusion)	Asie-Pacifique	Général / récolte de biomasse	Qualité eau		X		Présence de cours d'eau, lacs,	Mise en place de zones tampons, dans lesquelles la récolte est exclue.	Ne pas mettre de débris de récolte dans les zones d'exclusion. Les débris qui tombent dans les cours d'eau doivent être retirés...
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 5 : Relations entre masses de rémanents récoltés et quantités de minéraux exportés (données de Helmisaari et al 2011).



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

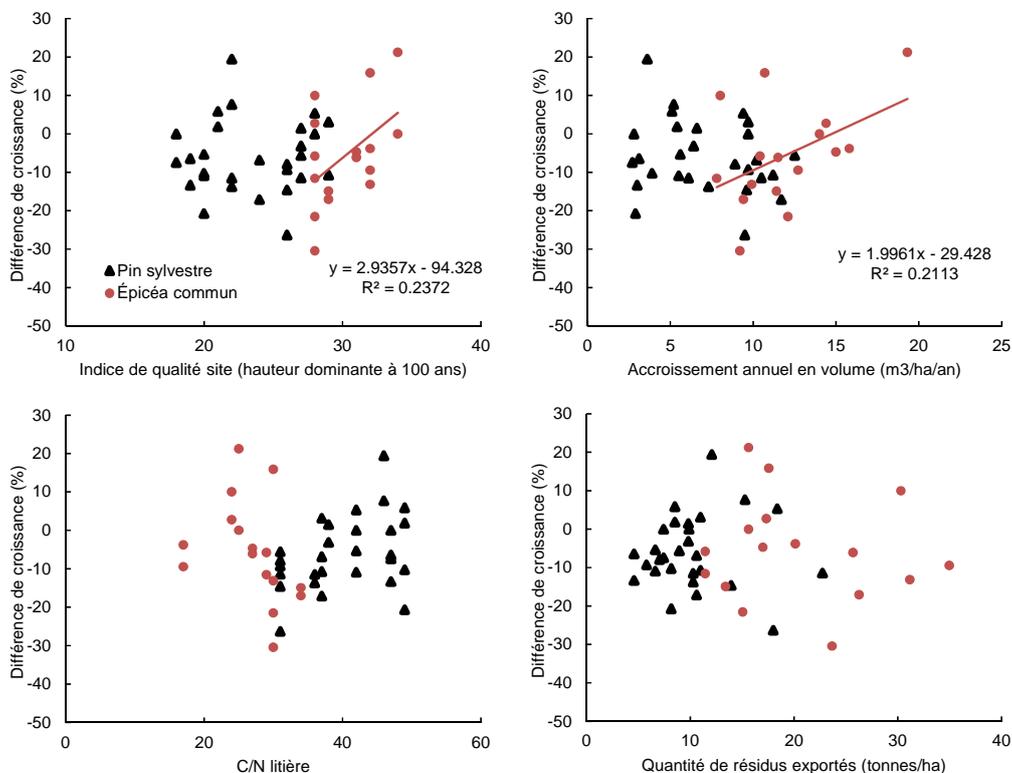
Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 6 : Analyse détaillée des effets de la récolte des rémanents sur la croissance et le statut nutritionnel des arbres en fonction de différents indicateurs : indice de qualité des sites, accroissement annuel en volume, C/N litière, épaisseur de litière, quantité de résidus exportés, texture, ... (sur la base de cas d'étude en Scandinavie et des données publiées dans Helmisaari et al. 2011, Jacobson et al. 2000, Luro et al. 2009, Egnell & Ulvcróna 2015).

Annexe 6a : Relations entre le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance des arbres après deux éclaircies [différence d'accroissement annuel en volume après récolte intensive (tronc + rémanents), par rapport à une récolte conventionnelle (tronc seul)] et différents indicateurs : indice de qualité du site (« site index »), C/N de la litière, productivité (accroissement annuel dans les témoins) et quantité de résidus exportés (données de Helmisaari et al. 2011).

Dans les exemples ci-dessus (résultats après deux éclaircies), il n'y a pas de relation claire entre le niveau des impacts sur la croissance et les différents indicateurs testés. **Un effet de l'indice de qualité ou de la productivité du site n'est visible que pour une des deux essences étudiées.**

[En utilisant des données de croissance d'autres études, aucun effet de l'indice de qualité du site ou de la productivité du site n'a été clairement identifié (Jacobson et al. 2000, Egnell & Ulvcróna 2015) et une corrélation contradictoire avec la quantité de résidus exportés a été observée (moins de perte de croissance dans les sites présentant les quantités de résidus exportés les plus importantes ; données non montrées ; Jacobson et al. 2000).]



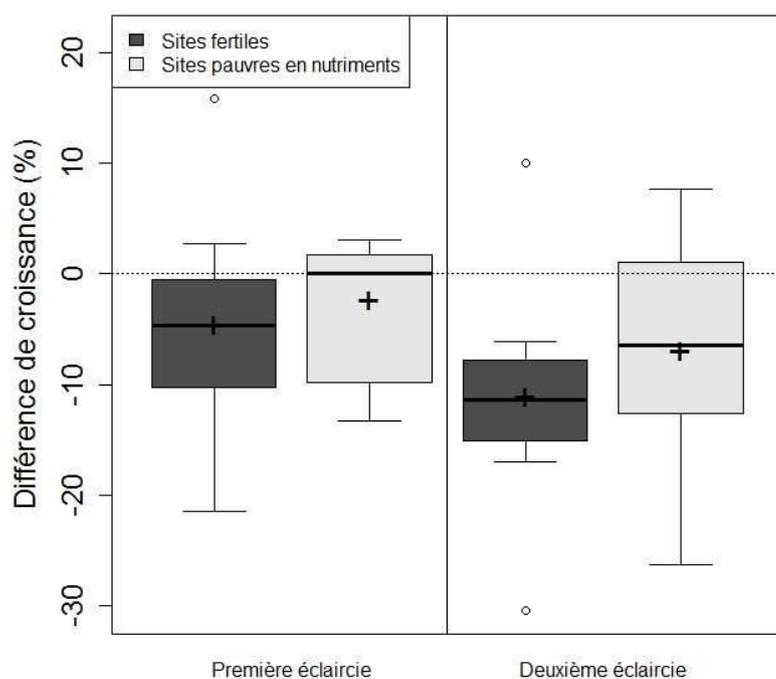
Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 6b : Relations entre le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance et le statut nutritionnel des arbres après une ou deux éclaircies et le type de site (données de Helmisaari et al. 2011 & Luro et al. 2009).

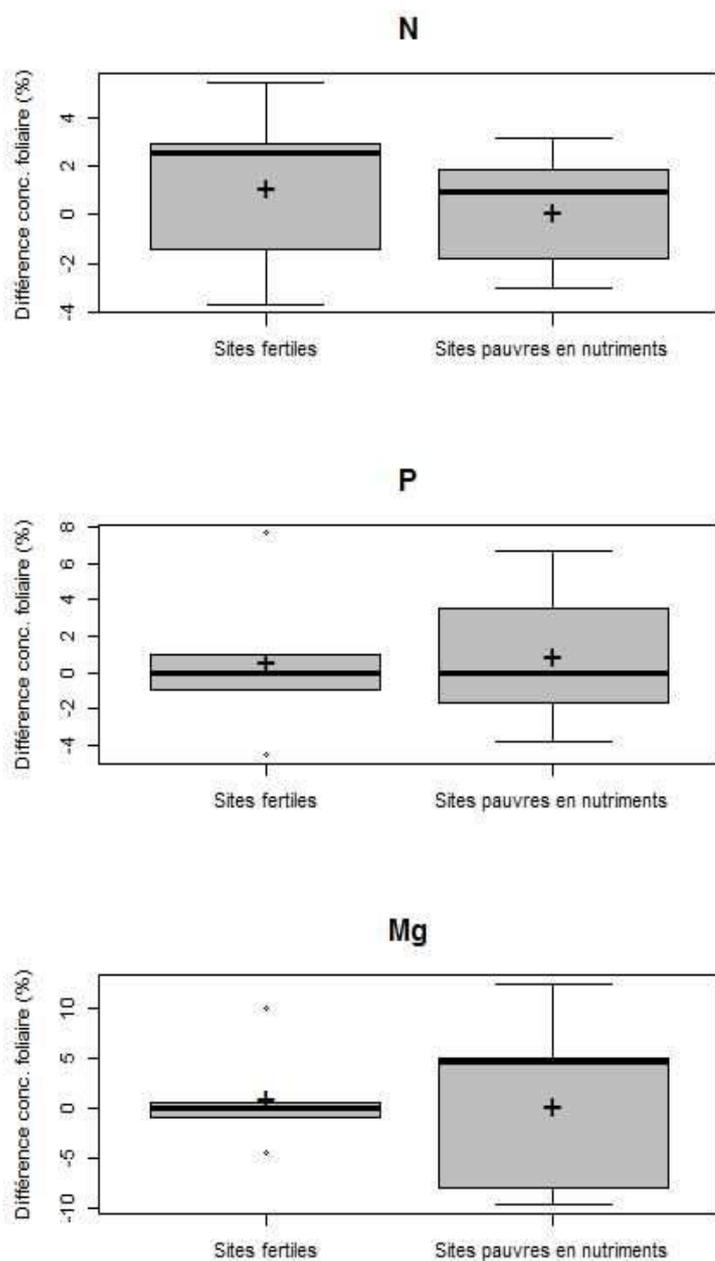
Les résultats sont difficilement interprétables principalement parce que les peuplements en milieux fertiles (voir définitions ci-dessous) sont essentiellement constitués d'Épicéa commun et les peuplements en milieux pauvres de Pin sylvestre (il est impossible de distinguer un effet site d'un éventuel effet essence). De plus les données sur le statut nutritionnel indiquent des résultats différents entre les éléments.

Sites fertiles : "fertile herb-rich site types (Finnish and Swedish site types according to the classification of Cajander (1949))"; **Sites pauvres en nutriments :** "nutrient-poor xeric site types (Finnish and Swedish site types according to the classification of Cajander (1949))"



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015



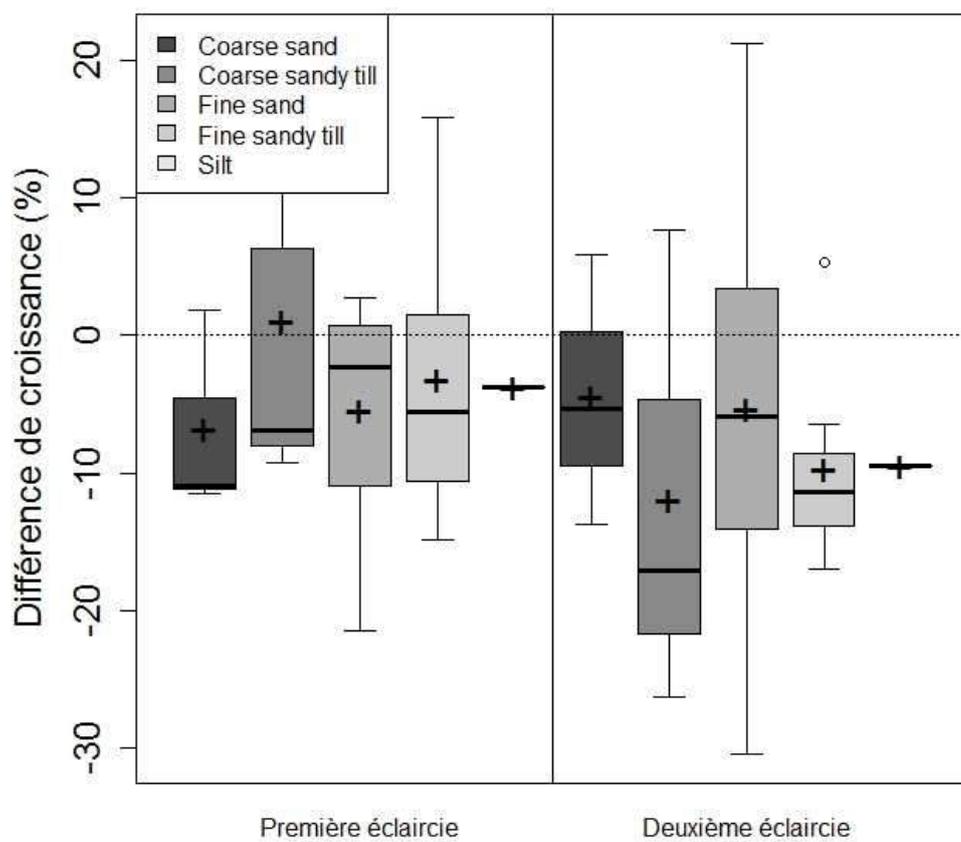
Sites fertiles : “fertile herb-rich site types (Finnish and Swedish site types according to the classification of Cajander (1949))”; **Sites pauvres en nutriments** : “nutrient-poor xeric site types (Finnish and Swedish site types according to the classification of Cajander (1949))”

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

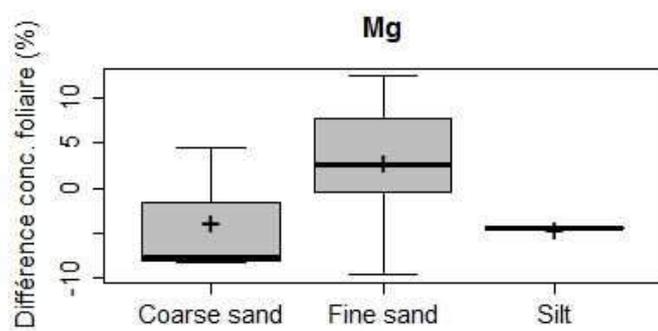
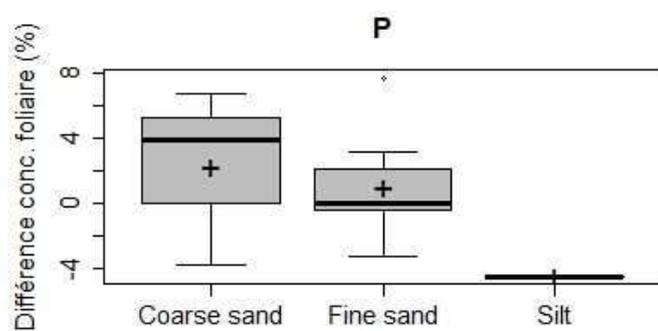
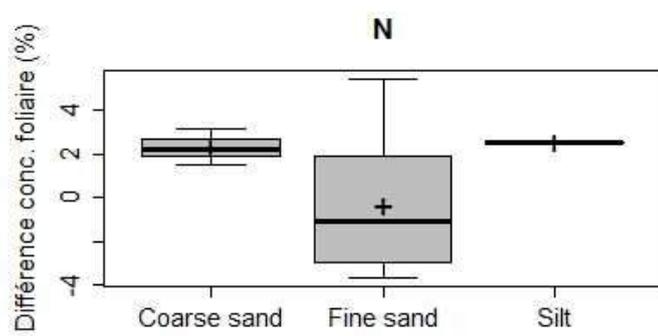
Annexe 6c : Relations entre le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance et le statut nutritionnel des arbres après une ou deux éclaircies et la texture des sols (données de Helmisaari et al. 2011 & Luro et al. 2009).

Il n'y a pas d'effet clairement visible de la texture. Les données sur le statut nutritionnel indiquent des résultats différents entre les éléments. Les effectifs sont faibles pour certaines classes (n= 1 pour la classe « silt »).



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

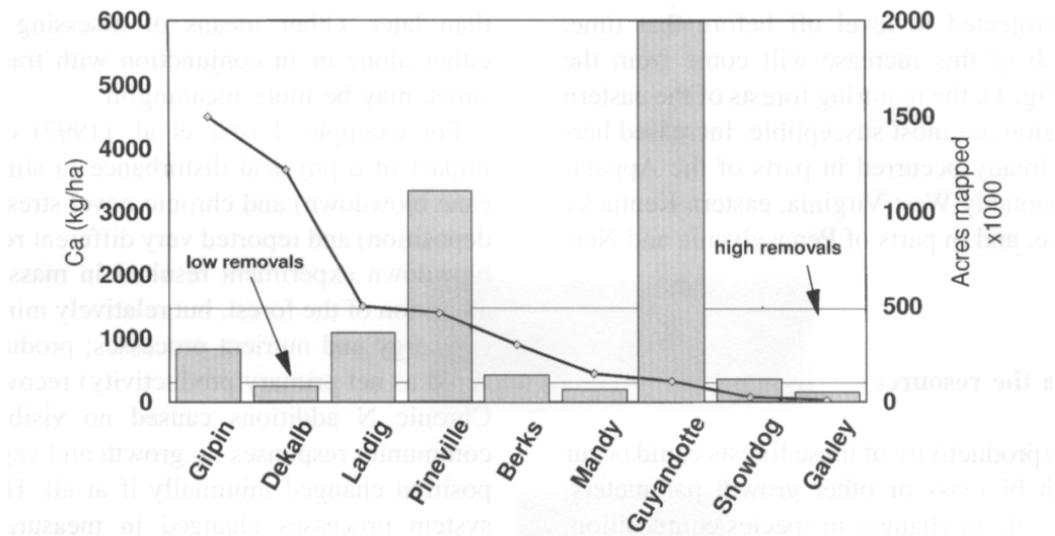
Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

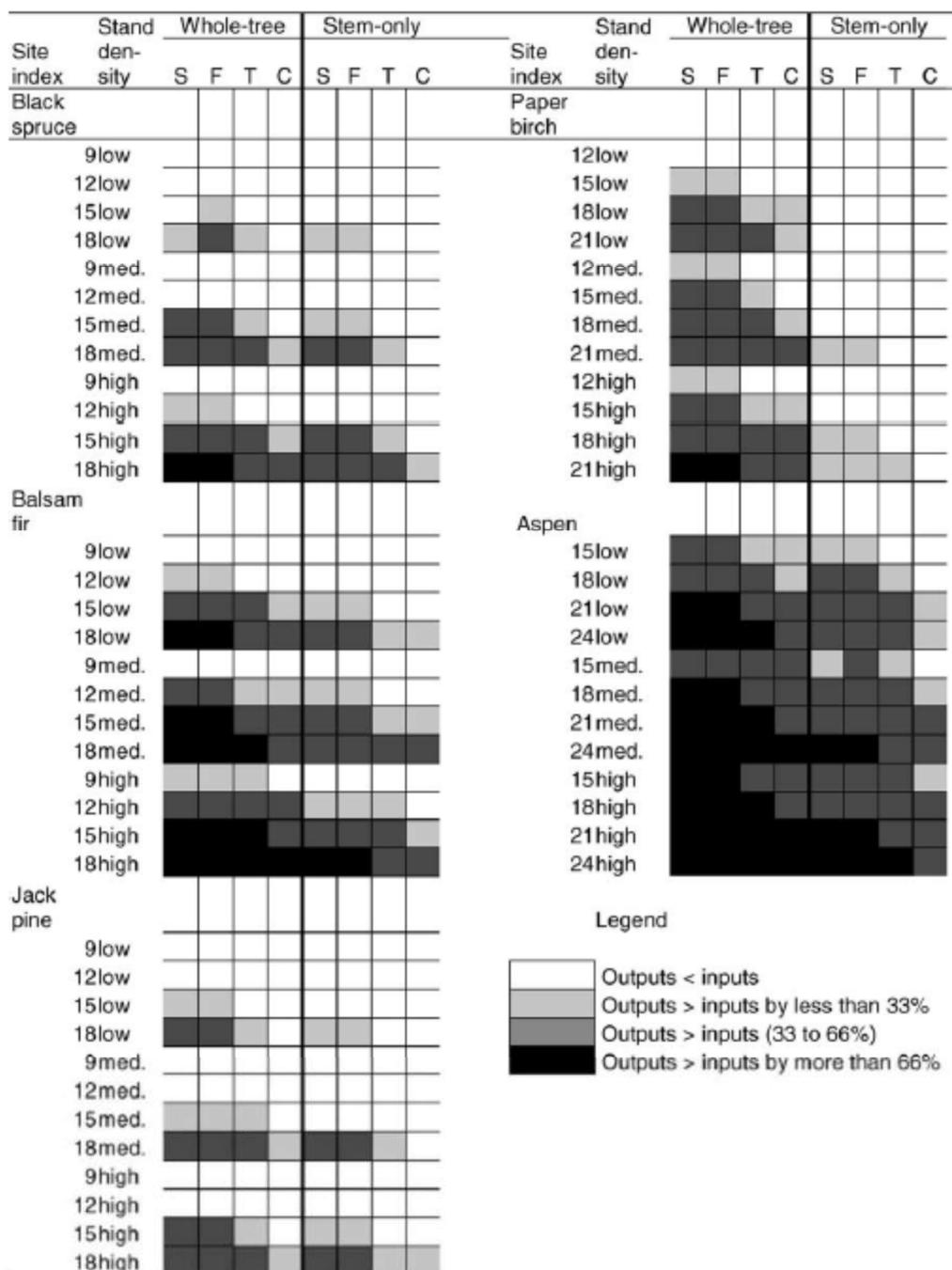
Annexe 7 : Comparaison entre les stocks de Ca échangeable pour différentes séries de sols de Virginie occidentale, USA, (histogrammes) et les quantités de Ca exportées en fonction de l'intensité de récolte (Adams et al. 2000). La figure indique que plusieurs types de sol sont sensibles à l'exportation de biomasse parce qu'ils présentent des stocks en Ca échangeable plus faibles que les quantités exportées. (La courbe indique le nombre d'acres par série de sol.)



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 8 : Système de classification des sites vis-à-vis du risque de perte de nutriments, en fonction du type de sol, des caractéristiques du peuplement (essences, densité, indice de qualité du site) et de l'intensité des récoltes (tronc seul vs. arbre entier) (Québec, Canada, Paré et al. 2002, Thiffault 2008).



^a S: thin soil, F: glacio-fluviatile sands, T: till, C: clay.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 9 : Exemple de recommandations spécifiques, en fonction de la sensibilité à la perte de « fertilité chimique » (USA, Maryland ; Pinchot Institute 2010).

<u>Less Suitable for Biomass Harvests</u> (Higher Risk Sites)	<u>More Suitable for Biomass Harvests</u> (Lower Risk Sites)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Shallow soils (<20 inches over bedrock). ▪ Dry, sandy soils. ▪ Very coarse textured soils. ▪ Highly acidic soils. ▪ Soils with thin litter layers. ▪ Soils with low organic content. ▪ Soils with low available water capacity. ▪ Highly weathered soils. ▪ Soils with a low buffering capacity. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Deep, fine loamy soils. ▪ Soils with a thick litter layer. ▪ Soils with high organic content. ▪ Soils with high available water capacity. ▪ Soils with rapid rates of nutrient inputs. ▪ Soils with high calcium content (e.g., soils that developed from limestone). ▪ Soils with a high buffering capacity.
Guidance for protection of soils in <u>softwood plantation</u> forests	
<p>Follow general "guidance for protection of soils in all forests," and:</p>	
Higher Risk Sites	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Avoid biomass harvest on stands with a shallow soil profile (20 inches or less over bedrock). ✓ Use stem-only harvesting as often as possible. ✓ Retain tops and limbs distributed (not piled) across the harvested area from roughly 1 out of every 3 or 4 larger diameter trees harvested. ✓ If mechanical felling or mechanized whole-tree harvesting operations are used, it is recommended that the limbs and tops from 1 out of every 3 or 4 larger diameter trees removed are left evenly distributed (not piled) across the harvested area. ✓ Periodically monitor the site for productivity losses.
Lower Risk Sites	<p>Follow general "guidance for protection of soils in all forests," and:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ If stem only harvesting is used, retain tops and limbs evenly distributed (not piled) across the harvest block from roughly 1 out of every 5 larger diameter trees harvested. ✓ If mechanical felling and whole-tree skidding operations or mechanized whole-tree harvesting operations are used, ensure that the tops and limbs from 1 out of every 5 larger diameter trees removed are left evenly distributed across the harvested area.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 9 (suite).

Guidance for protection of soils in mixed-hardwood forests

Higher Risk Sites

Follow general "*guidance for protection of soils in all forests,*" and:

- ✓ Avoid disturbing the forest floor.
- ✓ Avoid biomass harvest on stands with a shallow soil profile (20 inches or less over bedrock).
- ✓ Avoid the use of whole-tree harvesting.
- ✓ Retain tops and limbs distributed (not piled) across the harvested area from roughly 1 out of every 3 larger diameter trees harvested.

Lower Risk Sites

Follow general "*guidance for protection of soils in all forests,*" and:

- ✓ Avoid disturbing the forest floor.
- ✓ Avoid biomass harvest on stands with a shallow soil profile (20 inches or less over bedrock).
- ✓ Retain tops and limbs distributed (not piled) across the harvested area from roughly 1 out of every 3 or 4 larger diameter trees harvested.
- ✓ When possible, avoid biomass harvests in mixed-hardwood stands until after leaf fall, but before the ground is water saturated in winter months.

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 10 : Exemple de recommandations spécifiques à la **récolte des rémanents**, en fonction du niveau de risque de dommage physique, de perte de nutriments et d'acidification des sols (Royaume-Uni ; Forest Research 2009a).

Risk category	Recommended Good Practice Measures to Control Risk
Low	Normal good practice
Medium	Brush baling and brush removal should be limited to largely needle-free brush (<20% needles remaining), except on groundwater gley soils, where fresh brush can be removed. Brush removal should be restricted to dry periods unless it involves secondary extraction, which can be done in wet periods. Sufficient quantities of brush need to be retained on site and on extraction routes to protect soils from machine trafficking.
High	Removal of brush unlikely to be sustainable and should be generally avoided. Could be considered if nutrients and/or base cations are replaced via remedial treatments such as the application of limestone or wood ash (none needed on <i>Juncus</i> bogs), subject to an assessment of suitability, cost effectiveness and sustainability, and sufficient brush of adequate strength is retained to protect soils from machine trafficking.

Les sites sont classés en fonction du niveau de risque global intégrant les dommages physiques (compaction, érosion, orniérage ; avec conséquence sur la qualité de l'eau), les pertes de carbone et de nutriments, et le risque d'acidification des sols et des cours d'eau. Le niveau de risque est basé sur le type de sol (voir figure 6).

« Risk category » : L = « Low » (risque faible), M = « Medium » (risque moyen), H = « High » (risque élevé).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 11 : Exemple de recommandations spécifiques à la **récolte des souches**, en fonction du niveau de risque de dommage physique, de perte de nutriments et d'acidification des sols (Royaume-Uni ; Forest Research 2009a).

Combined Risk	Recommended Good Practice Measures to Control Risk
Low	<ul style="list-style-type: none"> • No stump harvesting on slopes that are >20°. • Normal good practice, including the retention of brash mats to protect the soil from trafficking by loaded forwarders. • Stumps retained within riparian buffers (5-20 m) and along drains, breaks of slope, and around archaeological sites, veteran trees and adjacent crops (minimum 5 m buffer). • Stump stacks sited away from drains to reduce the risk of blockage and increased nutrient leaching and sediment delivery to watercourses. Avoid archaeological remains. • Minimise amount of soil attached to stumps. • Rotten stumps retained for wildlife value.
Medium	<p><i>In addition to the above:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • No stump harvesting on sites where brash has been harvested, either with or without needles. • Where possible, extract stumps while brash remains green. • Brash mats combined to strengthen extraction routes, especially when there is a prolonged gap between timber harvesting and stump harvesting resulting in reduced bearing capacity. • Brash movement to strengthen mats delayed until material is needle free. Ratio of combining mats limited to 2:1 to reduce risk of creating wide bands of infertile and more acidic soil. • Stumps retained within brash mats and buffer areas. • Stump lifting and extraction confined to periods when the soil is relatively dry, which will most likely be between May and September, inclusive. Sites require careful monitoring during periods of high or prolonged precipitation. • Remedial treatments such as the application of limestone and/or wood ash could permit harvesting of both stumps and brash, but a site assessment must first confirm the suitability, cost effectiveness and sustainability of such treatments.
High	<ul style="list-style-type: none"> • Harvesting of stumps is not commensurate with sustainable forest management and should be generally avoided. One exception is where there is an operational imperative such as for disease control. • Stumps retained within 5 m buffers around areas of high risk soils. • Stump harvesting could be considered on some soil types (where high risk is confined to soil fertility and acidification factors) if nutrients and/or base cations are replaced via remedial treatments such as the application of limestone or wood ash, subject to an assessment of the suitability, cost effectiveness and sustainability of such treatments. Where stump harvesting is practiced on high risk soils, the good practice measures listed for low and medium risk soils also apply.

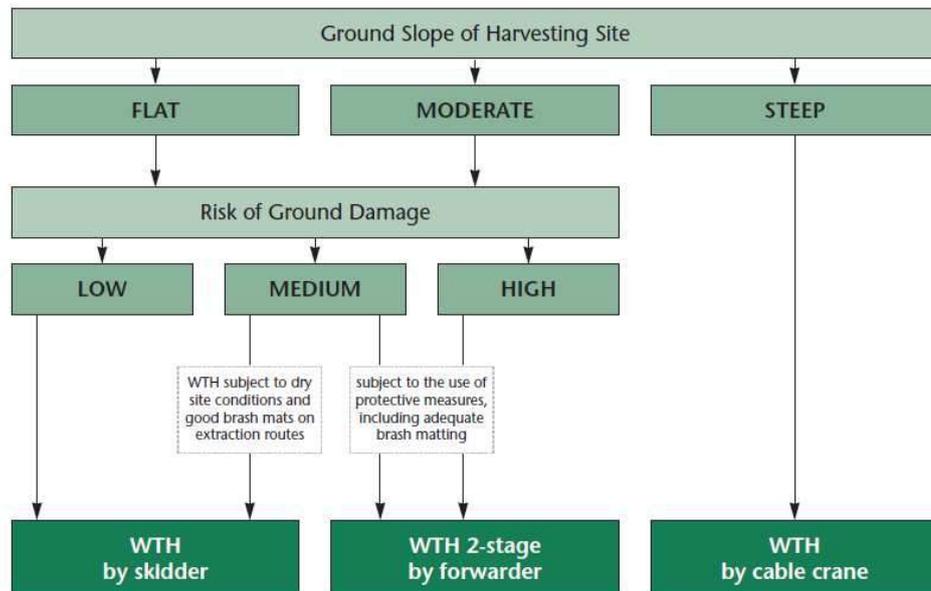
Les sites sont classés en fonction du niveau de risque global intégrant les dommages physiques (compaction, érosion, orniérage ; avec conséquence sur la qualité de l'eau), les pertes de carbone et de nutriments, et le risque d'acidification des sols et des cours d'eau. Le niveau de risque est basé sur le type de sol (voir figure 7).

« Risk category » : L = « Low » (risque faible), M = « Medium » (risque moyen), H = « High » (risque élevé).

Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

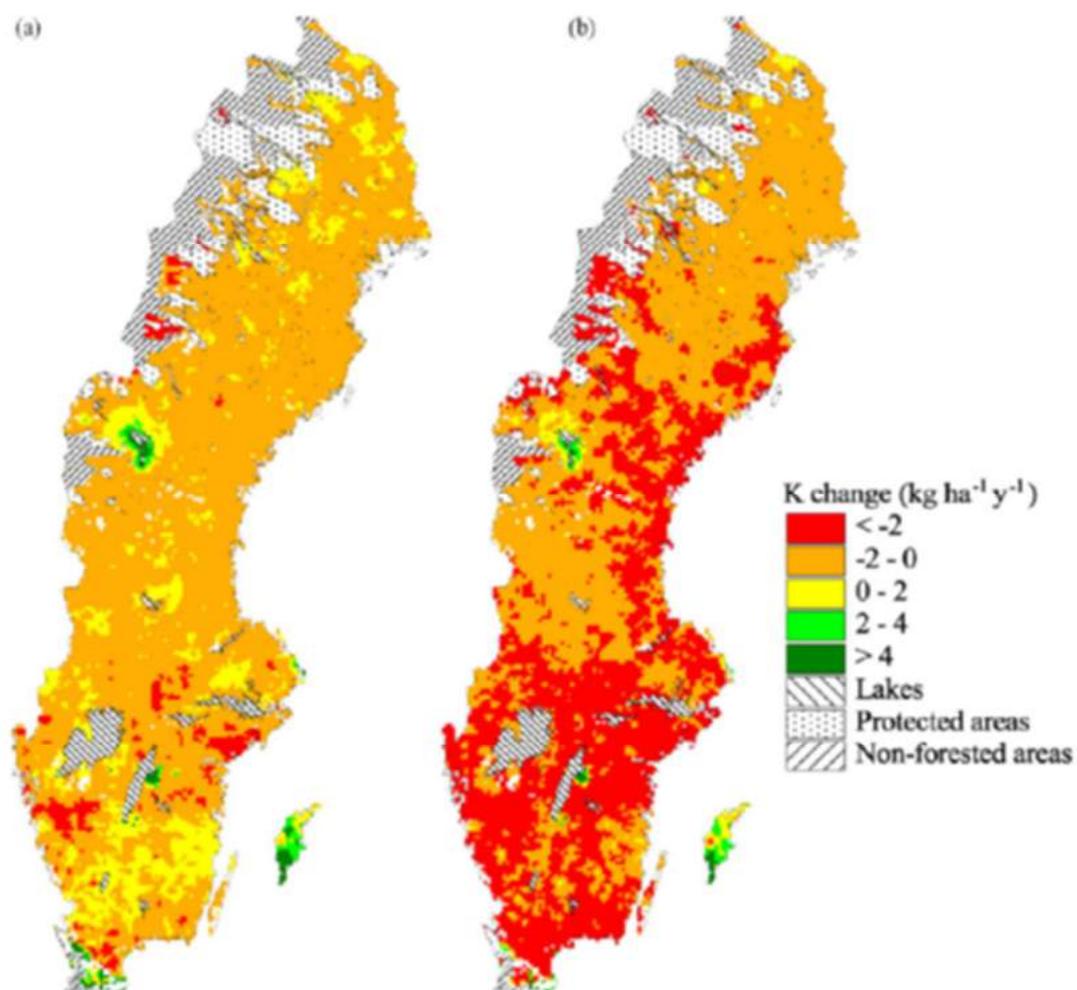
Annexe 12 : Mode de récolte de l'arbre entier en fonction du niveau de risque de dommage physique, basé sur le type de sol et la pente (Royaume-Uni ; Nisbet et al 1997, The Forestry Authority, a part of the Forestry Commission).



Annexe : rapport de la tâche 2 du projet INSENSE

Projet INSENSE, Synthèse bibliographique, le 23 juin 2015

Annexe 13 : Exemple de simulation du bilan entrées-sorties pour le K en fonction de l'intensité de récolte : (a) = récolte conventionnelle du tronc seul, (b) = récolte de l'arbre entier (Etude en Suède ; Akselsson et al., 2007).



B Sensibilité à l'érosion hydrique des sols pentus suite à un export de menus-bois

Il s'agit ici de définir des seuils de pente, de couvert végétal restant après exploitation et de texture du sol à partir desquels il est conseillé de laisser les menus bois au sol pour éviter l'érosion des sols. Dans cette grille de sensibilité, il ne sera traité que du cas de la préservation des sols et pas celui de la protection de l'aval.

Au Royaume-Uni, il est conseillé d'adapter la récolte des rémanents lorsque la pente est supérieure à 36%. Au Canada et aux États-Unis, les seuils de pente se situent entre 10 et 35% (voir annexe A). Pour adapter ces seuils aux contextes forestiers français et au vu de la difficulté de modéliser l'érosion hydrique des sols, il a été choisi une approche à dire d'expert à partir de travaux existants (Gauquelin and Courbaud, 2006; Venetier et al., 2014). Les experts ayant participé à l'élaboration de cette grille de sensibilité sont :

- Frédéric DARBOUX (INRA - Université de Lorraine, LSE)
- Sylvain DUPONT (INRA - Bordeaux Sciences Agro, ISPA)
- Yves LE BISSONNAIS (INRA Montpellier, LISAH)

Dans le cas où des ravines sont présentes dans la parcelle, celle-ci est considérée comme présentant un risque fort ou modérée à l'érosion hydrique. Le tableau B.1 n'est alors pas utilisé. Le classement des parcelles avec ravines se fait en fonction de la végétation :

- au moins 30% de la surface des ravines est occupée par de la végétation herbacée ou arbustive
⇒ risque modéré
- moins de 30% de la surface est végétalisée ⇒ risque fort

Pour tous les autres cas, le diagnostic de sensibilité implique de déterminer le pourcentage de pente, le type et le pourcentage de couvert végétal et la texture du sol en surface (0 à 10 cm) et d'utiliser le tableau B.1. Si la texture du sol (0 à 10 cm) est à dominante sableuse ou limoneuse ou est un mélange de limon et de sable et si le pourcentage en éléments grossiers (éléments minéraux de taille > 2 mm) est <50%, alors il est nécessaire d'augmenter d'un niveau de sensibilité le diagnostic basé sur la pente et le couvert végétal.

A partir de 40% de pente, si la récolte se fait par arbres entiers, il est conseillé de la réaliser par trouées et de laisser des rémanents mis en travers de la pente (fascines) afin de constituer des « barrages » à sédiments/ débris végétaux. Notamment lors de récoltes par câble-mât, il est conseillé de créer des fascines perpendiculaires à la ligne de câble, entre chaque trouée (les trouées se trouvant de part et d'autre de la ligne de câble) et de longueur égale à deux fois la largeur de la ligne de câble environ (voir figure B.1).



Trouées calées sur l'emprise de la ligne de câble-mât

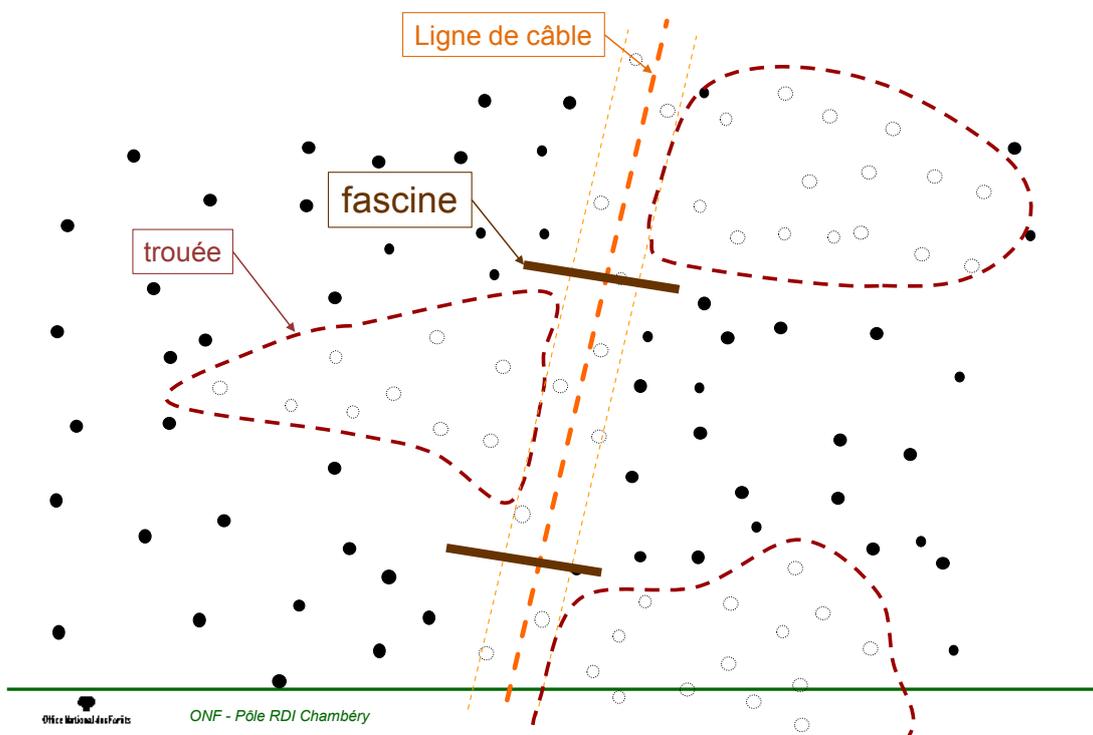


FIGURE B.1 – Schéma d'une récolte par câble-mât avec entre chaque trouée la position et la longueur recommandées pour la création de fascines avec les rémanents d'exploitation.

Pente	>70% Multi-strate	>70% Mono-strate	30-70% Multi-strate	30-70% Mono-strate	<30% Multi-strate	<30% Mono-strate
<10%	risque faible 	risque faible 	risque faible 	risque faible 	risque faible 	risque faible 
10-25%	risque faible 	risque faible 	risque faible 	risque faible 	risque modéré 	risque modéré 
25-40%	risque faible 	risque modéré 	risque modéré 	risque fort 	risque fort 	risque fort 
>40%	risque faible 	risque modéré 	risque fort 	risque fort 	risque fort 	risque fort 

TABLEAU B.1 – Clé de diagnostic de sensibilité des sols pentus à un export supplémentaire de biomasse.

Définitions :

- couverture végétale mono-strate = couvert végétal forestier composé d'une seule strate qui est arborée (pas de strate basse).
- couverture végétale multi-strate = couvert végétal forestier composé de plusieurs strates (au moins une strate arborée et une strate basse).

C Sensibilité des stocks de carbone organique des sols à une récolte accrue de biomasse

Une présentation orale tenue par Laurent Augusto pour le colloque IUFRO 2017 à Freiburg fait le point sur les connaissances des effets des pratiques forestières sur la séquestration de carbone dans les sols (https://www.researchgate.net/publication/319644154_Impact_of_forest_management_on_organic_carbon_sequestration_in_soils_-_IUFRO_2017). Il a été montré par Achat et al. (2015b) que le risque de diminution des stocks de carbone organique du sol suite à une récolte accrue de biomasse augmente quand la concentration en carbone organique dans l'horizon organo-minéral augmente. Deux classes de sensibilité d'un point de vue du stockage de carbone dans les sols ont été distinguées en se basant sur les résultats de Achat et al. (2015b) : faible sensibilité pour les concentrations en carbone organique dans la couche 0–10 cm < 70 et forte sensibilité pour les concentrations en carbone organique dans la couche 0–10 cm ≥ 70 g kg⁻¹. Les descripteurs les plus pertinents pour prédire ces deux classes ont été sélectionnés, mais leur pouvoir explicatif était très faible et aucune tendance suffisamment claire pour trancher en terme de sensibilité n'a pu être mise en évidence (voir notamment la relation la plus probante possible entre sensibilité de la séquestration du carbone du sol et les descripteurs de l'entrepôt de données *insense* : figure C.1). Les facteurs explicatifs majeurs de la distribution spatiale de la teneur en carbone des sols forestiers ne sont probablement pas disponibles dans l'entrepôt de données *insense*, comme l'ancienneté de l'usage forestier. En l'état, il n'est donc pas possible de produire un indicateur de sensibilité des stocks de carbone organique des sols à un export accru de biomasse respectant le cahier des charges du projet (c'est-à-dire n'utilisant que des variables pouvant être acquises sur le terrain par un questionnaire).

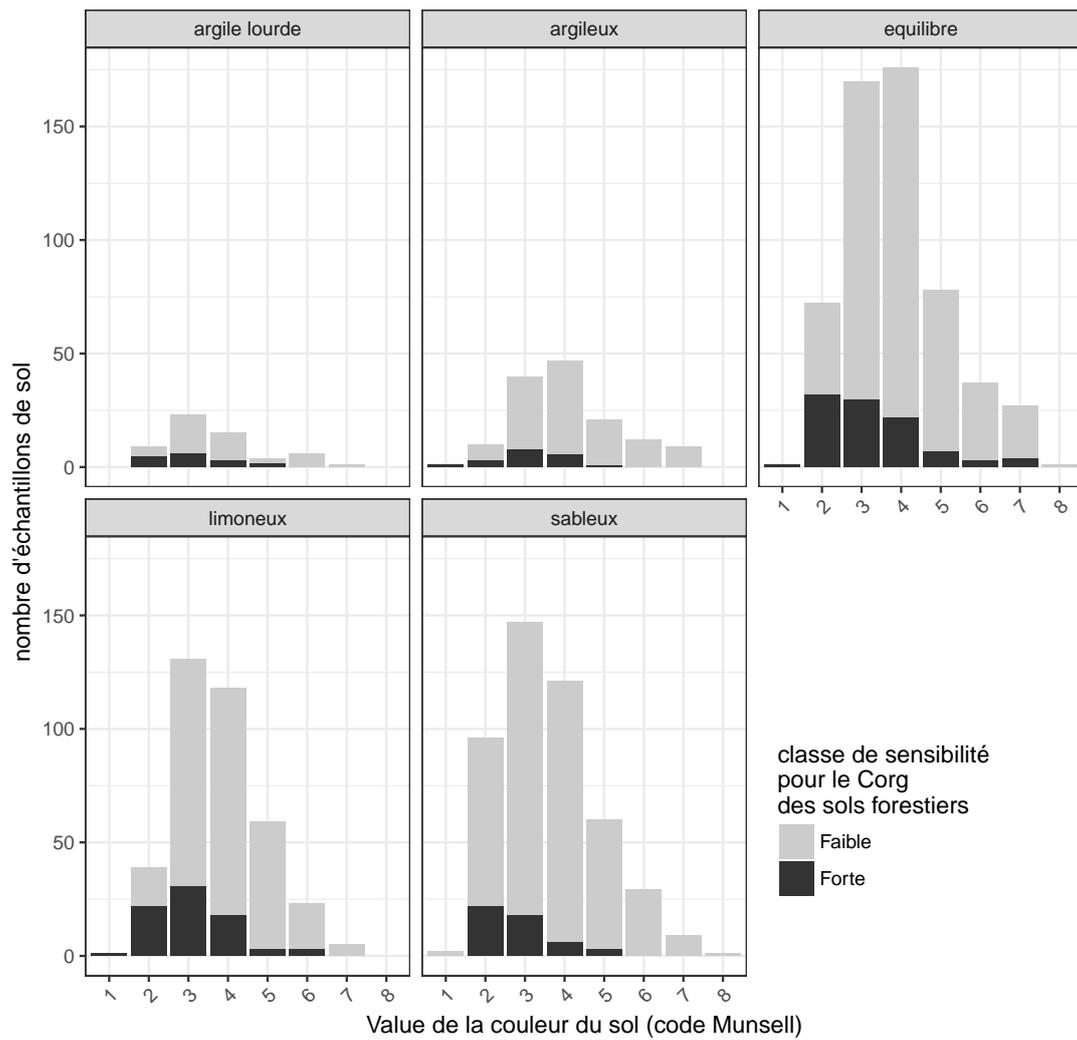


FIGURE C.1 – Relation entre la sensibilité analytique du carbone organique des sols à un export supplémentaire de biomasse et la texture et couleur du sol (Value du code Munsell).

D Rapport de la tâche 3 du projet IN-SENSE

Intégration de descripteurs d'écosystèmes forestiers dans une base de données nationale - audit de l'existant et mise en œuvre d'une démarche générale

La tâche 3 avait pour objectif la constitution d'un entrepôt de données intégrant les variables clés et les indicateurs utiles à l'étape de calibration et de validation d'indicateurs de la sensibilité des sols aux prélèvements accrus de biomasse. La définition de la structure de cet entrepôt de données a été faite sur la base de :

- de l'analyse des bases de données existantes mobilisées dans ce projet (6 sources de données : BEF, Biosoil, EcoPlant, GIS Coop, MOS, RENECOFOR) ;
- des résultats de la tâche 2.

Pour mener à bien cette tâche, un travail important de structuration, qualification, homogénéisation et d'intégration des données a été nécessaire. Il a été réalisé par un auto-entrepreneur Thomas Bronner, analyste programmeur indépendant, sous la direction de Noémie Pousse (ONF) et d'Ingrid Seynave (INRA - APT). Un contrat de marché INRA a été signé entre Thomas Bronner et l'INRA pour une durée de 195 jours, contrat qui a ensuite été prolongé pour une durée de 22 jours. Ce contrat prévoyait 3 prestations :

- un audit des 6 sources de données contribuant au projet INSENSE. Cet audit devait préciser pour chaque source le travail à réaliser et définir les choix méthodologiques ;
- la préparation des bases de données sources. A l'issue de cette préparation, les sources de données devaient être structurées, harmonisées et vérifiées de façon à pouvoir alimenter l'entrepôt de données *insense* ;
- la constitution de la base de données commune. A l'issue de cette étape, les données issues des différentes sources devaient être intégrées dans une unique base de données

Le travail a débuté en novembre 2014 et s'est achevé en février 2016.

Situation initiale et choix méthodologiques

La finalité du projet est de se servir de toutes les sources de données pour construire une base de données commune tout en respectant au mieux les protocoles et méthodes d'acquisition de chaque source.

Une demande d'accès aux données sous forme d'un questionnaire a été envoyée aux gestionnaires des bases de données sources identifiées afin de préciser les conditions d'accès et d'utilisation des données au cours du projet et après le projet (voir figure D.1). Mis à part pour les données provenant du réseau 16 × 16km (BioSoil), gérées par le Département de la Santé des Forêts (DSF) qui souhaite donner un accès libre aux données pendant et après le projet, tous les gestionnaires de données se sont prononcés pour une utilisation des données sol (descriptives et analytiques) sans contraintes durant le projet INSENSE mais avec une demande d'accès à renouveler au-delà du projet. Il était par conséquent important de garder la traçabilité des sources et de leurs gestionnaires tout au long de la construction de la base de données commune afin de permettre des demandes d'utilisation des données pour d'autres projets. Chaque gestionnaire ayant sa propre politique de diffusion/restriction d'accès, les demandes d'accès au-delà du projet INSENSE seront à adresser à chaque gestionnaire.

FIGURE D.1 – Lettre de demande d'autorisation d'accès et d'utilisation des données sol pendant et après le projet INSENSÉ

INSENSÉ
Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse
Equipes associées : -INRA, ISPA (ex-TCEM) -ONF, DFRN, département R&D -AgroParisTech-INRA, LERFOR -INRA, BEF ADEME, appel à projets REACTIF2
Demande d'autorisation d'utilisation de données descriptives et analytiques de sols forestiers

Madame, Monsieur,

Dans le cadre du développement de filières de bois-énergie, l'INRA, l'ONF et AgroParisTech mènent un projet de recherche financé par l'ADEME, de février 2014 à février 2017.

Le projet INSENSÉ (Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse) vise à développer des indicateurs, simples et peu coûteux, de vulnérabilité des écosystèmes forestiers à des récoltes accrues de bois. C'est pourquoi il est nécessaire d'approfondir les relations existantes entre des paramètres de description des écosystèmes (descripteurs du sol, du peuplement et du climat) et la capacité de ces écosystèmes à maintenir leur fonction de production après une récolte accrue de biomasse.

Nous envisageons de réunir les données provenant de multiples sources (BIOSOL, RENECCOFOR, EcoPlant, GIS coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers, sites ateliers Soere F-ORE-T...) afin d'établir ces relations et d'identifier les indicateurs permettant de discriminer les différentes situations de vulnérabilité à une échelle locale (aménagement forestier). Un fichier réunissant ces données doit être établi en début de projet après qualification et harmonisation des données des différentes sources envisagées. Ce fichier ne sera pas diffusé à l'issu du projet, seuls les indicateurs et/ou systèmes experts établis lors du projet feront l'objet de tests et de diffusion.

Ce fichier commun pourrait être organisé en s'inspirant au maximum de la structure de la base de données nationale des sols (Donesol) hébergée par l'INRA Val-de-Loire (unité Infosol) voir versé dans Donesol. En effet, cette base de données a été construite pour gérer et sauvegarder des données descriptives et analytiques sur les sols français, elle permet également de gérer les droits d'accès pendant et après la durée du projet. En effet, seules les personnes identifiées comme correspondants ont accès aux données fournies et peuvent, sur demande, accorder un droit d'accès à leurs données à des tiers.

Toutefois, nous restons ouverts à toute proposition concernant cette phase de mise en commun de données sur les sols forestiers.

C'est pourquoi, nous vous contactons pour vous demander le droit d'utiliser les données sol en votre possession pour ce projet.

Nous vous remercions du temps que vous pourrez consacrer à nous répondre et remplir le formulaire suivant.

En cas d'accord, nous vous recontacterons pour préciser les conditions d'utilisation de vos données et de valorisation des résultats issus du projet INSENSÉ.

Bien cordialement,

Laurent Augusto (INRA) et Noémie Poussé (ONF)

Formulaire de recensement des données mobilisables sur les sols forestiers français

Nom du correspondant :

Organisme :

Service / Unité :

Adresse mail et/ou numéro de téléphone :

Autorisation d'utilisation des données pendant le projet :

non

oui, sans contrainte

oui, avec contraintes (par ex. pas les coordonnées exactes) :

→ Si oui, autorisation de mise en base de données (BDD) commune :

oui

non

→ Si oui, acceptation d'intégration de cette BDD commune dans la BDD

Donesol :

oui

oui, sous réserve

non

Autorisation d'utilisation des données au-delà de la durée du projet :

non

oui, sans contrainte

oui, avec contraintes

Citation de la source des données dans les publications :

oui

-phrase type à ajouter dans les remerciements :

-article de référence de la source de données :

non

Au démarrage du projet, les données des différentes sources étaient disponibles sous des formats très variables (voir tableau D.1), le plus souvent sous la forme de fichiers plats (csv, txt, xls. . .) et non dans un SGBD (Système de Gestion de Bases de Données) qui assure une structuration et une cohérence des données. Un double travail de structuration était donc nécessaire :

- au niveau de chaque source, la modélisation des données devait être assez proche d'un schéma général pour que des agrégats de données puissent être calculés malgré des différences de protocoles de mesure. Cependant, il fallait aussi respecter les spécificités de chaque source de données afin de ne pas en compliquer trop la consultation individuelle et d'organiser toutes les données brutes sans perte ou dégradation de données.
- au niveau de l'entrepôt de données commun, la modélisation devait permettre d'intégrer les données des différentes sources, en restant le plus proche possible des données de chaque source. Lorsque les protocoles d'acquisition des données étaient trop différents, des opérations d'agrégation ont été réalisées.

Nom	source de données	état du SGBD	hébergement
BEF	feuilles excel et export Donesol (non saisi)	SGBD <i>Postgresql</i> à créer	rdinnovation.onf.fr (serveur ONF)
BioSoil	export Donesol (csv et access)	SGBD <i>Postgresql</i> à créer	rdinnovation.onf.fr (serveur ONF)
EcoPlant	base access et fichiers plats (csv)	SGBD <i>Postgresql</i> à créer	pggeodb.nancy.inra.fr (serveur INRA)
GISCoop	SGBD <i>Postgresql</i> et fichiers plats (excel)	SGBD <i>Postgresql</i> dendrologiques existant, SGBD <i>Postgresql</i> pour les données écologiques à créer	postgres-national.jouy.inra.fr (serveur INRA)
MOS	export Donesol (csv et access)	SGBD <i>Postgresql</i> à créer	rdinnovation.onf.fr (serveur ONF)
RENECOFOR	fichiers plats (extraction base paradox)	SGBD <i>Postgresql</i> à créer	rdinnovation.onf.fr (serveur ONF)

TABLEAU D.1 – *Etat initial et destination finale des sources de données*

La solution technique retenue pour atteindre les objectifs, tout en tenant compte des spécificités de chaque source, a pris la forme d'un SGBD *Postgresql*. Un SGBD moderne comme *Postgresql* offre, notamment via le langage SQL :

- une très grande puissance et une très grande facilité dans le traitement de données : les protocoles d'acquisition des données sont très différents selon les sources de données, leur mise en commun nécessite des opérations et des agrégations parfois complexes qui peuvent être réalisées directement via le SGBD ;
- une traçabilité des données et des opérations réalisées sur celles-ci : il faut pouvoir i) remonter à la forme la plus brute de chaque donnée (forme la plus proche possible de la donnée collectée), ii) vérifier toutes les transformations qu'elle a subi et iii) revenir à tout moment sur les hypothèses d'agrégation ;
- une structuration des données garantissant une cohérence des données : pour chaque source, des contraintes ont été définies et mises en place (clé primaires, clé étrangères, contraintes d'unicité, contraintes arithmétiques. . .). Pour les cas les plus complexes, des trigger (fonctions qui permettent notamment de définir des contraintes entre tables) ont été implémentés ;
- une confidentialité des données : la diversité des sources de données (en termes d'équipes les ayant collectées et/ou saisies) impose une confidentialité à un niveau très fin dépassant celui de la table dans une base de données. Les SGBD permettent de définir des droits d'accès au niveau

table ou à des niveaux plus fins (au niveau ligne dans une table) via la création de vues liées à des groupes d'utilisateurs bien définis. Les droits d'accès sont gérés au niveau de chaque base de données par le gestionnaire de bases de données. Dans l'entrepôt de données commun, seules les données utilisables pour le projet INSENSE sont intégrées. Un groupe d'administrateurs a été déclaré qui pourra par la suite gérer les droits d'accès de l'entrepôt de données commun.

La base Donesol, spécialisée dans les données pédologiques, avait été envisagée comme réceptacle pour le projet INSENSE. Mais l'architecture proposée pour le projet INSENSE nécessite d'avoir une totale liberté au niveau de la modélisation des données. Donesol est donc une source de donnée indirecte via la saisie des données descriptives et analytiques du réseau MOS et du réseau 16 × 16km forestier (BioSoil) et a servi, dans la mesure du possible, de référence concernant la structuration des données sol.

Architecture du SGBD

L'architecture du SGBD est composée de 4 étages, chaque étage correspondant à un traitement bien spécifique des données (voir figure D.2).

L'hébergement des scripts et de l'entrepôt de données *insense* se fait sur le serveur RDInnovation, ils ne sont accessibles qu'aux utilisateurs autorisés.

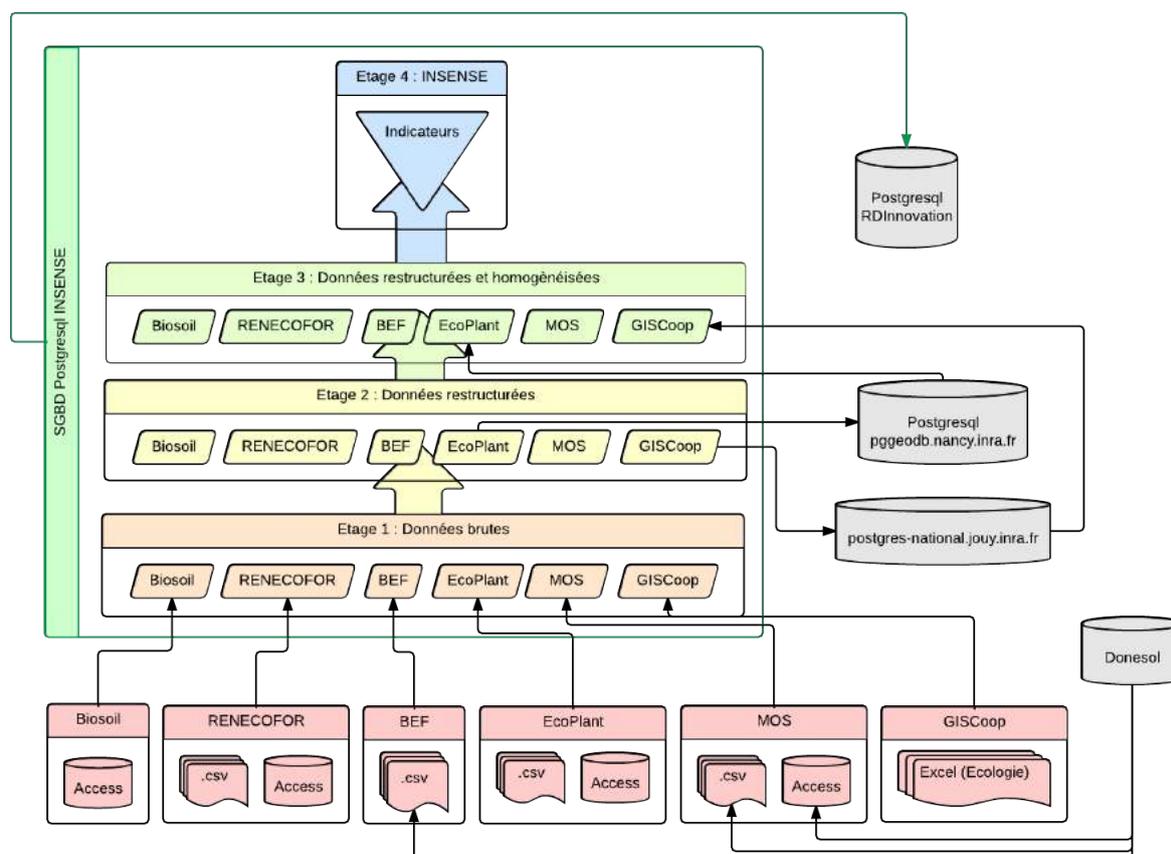


FIGURE D.2 – Schéma présentant la chaîne de traitement des données

Etage 1 : chargement des données brutes L'ensemble des sources de données existant sous forme de fichiers plats sont intégrées directement, c'est à dire sans traitement préalable autre que des corrections mineures (fautes d'orthographe ou correction de données clairement incohérentes). Pour ce qui est des sources de données existant sous forme de SGBD, la méthodologie est la même à ceci près que des fichiers intermédiaires d'extraction de données ont été utilisés : utilisation d'une copie locale de la base.

Etage 2 : modélisation des sources de données A partir de ce premier étage, un second étage a été construit dont le but est d'obtenir des données respectant les standards de modélisation dans les SGBD (élimination des informations redondantes, mise en place de clés primaires et étrangères.....) et les protocoles et méthodes d'acquisition des données (structure la plus proche possible des données brutes et de leur relation entre elles), tout en repérant et en corrigeant les éventuelles erreurs et incohérences et en préparant l'harmonisation des structures et des données (par exemple, au niveau des unités de mesures). Au total l'étage 2 est composé de 4 modèles relationnels dont 3 ont été conçus et développés dans le cadre du projet : EcoPlant, GIS Coop et RENECOFOR. Le modèle relationnel de Donesol est identique à celui de la base source.

Autant la construction du premier étage est une tâche facile (Postgresql permet l'importation massive de données via des fichiers csv), autant la construction du second étage a représenté une charge de travail considérable. Un certain nombre d'aller-retour entre les phases de modélisation et de vérification/correction/harmonisation de données ont été nécessaires.

Etage 3 : harmonisation des sources de données Le troisième étage a pour objectif d'harmoniser les noms de tables et de champs des bases de données sources. Cette harmonisation a été faite selon les mêmes règles pour toutes les bases de données sources. Au final 2005 noms de champs ont été harmonisés. Au sein du troisième étage les modèles correspondants aux spécificités de chaque source sont respectés.

NOM DES TABLES

- le nom de tables de données commence par « t_ » , suivi du nom de l'objet étudié. Par exemple t_profil pour la table contenant les informations données au niveau profil comme la date d'observation, la profondeur du profil ;
- le nom des tables de références (1 table pour chaque variable qualitative, comme par exemple la position topographie, contenant la liste des codes et les libellés leur correspondant) commence par « tr_ ». Quand la variable est toujours notée sur le même objet (par exemple, la compacité porte systématiquement sur les horizons), « tr_ » est suivi du nom de l'objet et du nom de la variable tr_objet_info (exemple : tr_horizon_compacite). Par contre, quand l'information porte sur plusieurs objets, on ne renseigne dans le nom de la table que le nom de la variable : par exemple tr_orientation car l'orientation peut être renseignée pour les racines et les taches.
- le nom des tables de jointure (quand par exemple 1 etude peut comporter plusieurs profils et 1 profil peut appartenir à plusieurs études, il faut une table de jointure entre la t_profil et la t_etude) commencent par « tj_ », suivi par le nom des tables que la table de jointure permet de lier (exemple tj_etude_profil).

NOM DES CHAMPS

- les noms des champs sont sous la forme objet_variable (variable = l'information, objet=objet sur lequel porte l'info).

Exemples de variables : topographie, nom, type, catégorie, abondance, profondeur, pente, regime_hydrique, annee, date, drainage_naturel, coordonnées...

Exemples d'objets : horizon, profil, eg (=éléments grossiers), mo (=matière organique), racine, roche, revêtement, concretion, element_secondaire, vegetation, matrice, tache, perturbation...

- les champs numériques (variables quantitatives) comportent en fin de nom l'unité dans laquelle ils s'expriment (par exemple cm, km, mm...). Certaines observations portent sur des objets qui peuvent ne pas être présents dans un profil : par exemple, la profondeur d'apparition de la nappe. Les valeurs de ces champs peuvent donc être null pour deux raisons bien différentes : soit parce que l'objet n'est pas présent (il n'y a pas de nappe), soit parce que le protocole ne prévoyait pas d'observation sur cet objet. Des champs booléens associées à ces champs ont donc été mis en place pour distinguer ces deux cas de figure. Ils portent le même nom que le champ auquel ils sont associés mais sans l'unité et ils ne peuvent prendre que deux valeurs : TRUE si l'observation a été faite et FALSE si l'observation n'a pas été faite.
- les noms des champs qualitatifs encodés finissent par « _idr » et ont le même nom que la table tr_ qui contient les codes et leur définition (par exemple, le champ horizon_structure_idr avec la table tr_horizon_structure). Pour les champs encodés, "-1" correspond toujours à "non renseigné" (l'objet a été observé mais on n'a pas l'information, par exemple des éléments grossiers sont présents mais l'observateur n'a pas pu déterminer leur nature \implies eg_nature_idr=-1) et "-2" correspond toujours à "sans objet" (l'objet n'a pas été observé, par exemple absence d'éléments grossiers \implies eg_nature_idr = -2)
- les noms des champs identifiants qui permettent de réaliser les jointures entre tables commencent par « id_ » (clé primaire de la table n) ou finissent par _id (clé étrangère dans la table fille n+1)

Tous les choix de nomenclature ont été faits pour faciliter au maximum l'utilisation de l'entrepôt de données. Ils conduisent parfois à des noms de champs assez longs mais qui peuvent prendre un alias dans les requêtes.

Etage 4 : construction de l'entrepôt de données commun C'est à partir de ce troisième étage que la base *insense* proprement dite a été construite, elle correspond donc au 4^{ème} étage. Il s'est agi de définir un modèle relationnel très général, fut-ce en complexifiant ou en simplifiant artificiellement certains modèles pour avoir ainsi une structure unique. La hiérarchie retenue a été la suivante : une source (EcoPlant, GIS Coop, RENECOFOR ou Donesol) peut contenir une à plusieurs études, une étude comporte un à plusieurs profils qui se divisent en un à plusieurs horizons. Chaque horizon peut faire l'objet de 1 à plusieurs prélèvements et un prélèvement peut être affecté à un à plusieurs horizons, chaque prélèvement fait l'objet d'une à plusieurs analyses qui donnent chacune un à plusieurs résultats.

Une clé de correspondance entre codes a été établie afin d'avoir une table de référence unique par champ encodé pour tous les schémas (au total 5945 codes ont été harmonisés entre eux) et une clé d'attribution des champs des 4 schémas sources vers les champs de l'étage 4 (263 champs) a été construite.

Au total, pour 7213 profils et 23 379 horizons, 82 variables de description du profil et 42 variables de description des horizons pédologiques ont été harmonisées (noms de tables et des champs, codes et structure) et 13 032 échantillons ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques. La majorité des échantillons analysés ont été collectés dans la couche ou l'horizon de surface. Les principaux paramètres analysés sont le pH, les concentrations en carbone organique, azote total et cations échangeables et la répartition granulométrique. Les profils sont principalement localisés en forêt feuillue (principales essences concernées : Hêtre, 1191 profils ; Chêne sessile, 1093 profils ; Chêne pédonculé, 698 profils ; Charme, 573 profils). Sous résineux, les principales essences sont : Sapin pectiné (724 profils) ; Épicéa (259 profils) et Pin sylvestre (219 profils). Ils sont répartis sur toute la France, même si la densité de

profils est plus élevée dans le quart Nord-Est que pour le reste de la France.

Mis-à-part la source de données pédologiques RENECOFOR, les autres sources de données sont régulièrement alimentées et mises à jour.

Dans le cas particulier des bases EcoPlant et GIS Coop : ces bases de données sont régulièrement alimentées et hébergées sur des serveurs spécifiques. En cas d'insertion de données dans l'une des 2 bases de données, la mise à jour de la base *insense* pourra être réalisée facilement en ré-exécutant les scripts sql. Pour ces bases de données, l'harmonisation des noms de tables et des noms de champs a été donc réalisée directement au niveau de leur serveur respectif. Ce qui permet de disposer, au-delà du projet INSENSÉ, de bases de données dont la modélisation et la nomenclature sont harmonisées.

Dans le cas particulier des données qui sont saisies dans Donesol : les responsables des réseaux MOS et Biosoil et le gestionnaire des données de l'UMR BEF ont fait le choix de charger leurs données pédologiques dans la base de données Donesol. La base de données *insense* pourra être mise à jour si besoin en mettant à jours les extractions depuis Donesol et en ré-exécutant l'ensemble des scripts développés pour le projet.

Un certain nombre d'hypothèses ont été posées afin d'homogénéiser la structure des différents schémas et l'intérêt de l'architecture en 4 étages mise en œuvre est de pouvoir revenir sur ces hypothèses et en changer à tout moment. On peut ainsi clairement retrouver à quel moment telle ou telle donnée a été transformée et séparer sans ambiguïté la sauvegarde et la structuration des données collectées sur le terrain du travail scientifique d'harmonisation de données diverses et de construction d'indicateurs.

E Rapport de stage sur l'harmonisation et complétion de bases de données sur les sols forestiers

AGROCAMPUS
OUEST

- CFR Angers
 CFR Rennes



Année universitaire : 2014-2015

Spécialité :

Agronomie

Spécialisation (et option éventuelle) :

Génie de l'environnement – Option Sols, Eau,
Hydrosystèmes

Mémoire de Fin d'Études

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
 de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
 d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Harmonisation de données de sols forestiers issues de sources ou de protocoles différents : Exemples d'outils autour de la réserve utile et de la teneur en carbone organique des sols

Par : Amandine REMY



Soutenu à Rennes, le 18/09/2015

Devant le jury composé de :

Président : Christian WALTER (Agrocampus-Ouest, Rennes)

Maître de stage : Noémie POUSSE (ONF, Nancy)

Enseignant référent : Christian WALTER (Agrocampus-Ouest, Rennes)

Autres membres du Jury : Manuel MARTIN (Infosol, Orléans)

Youssef FOUAD (Agrocampus-Ouest, Rennes)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Fiche de confidentialité et de diffusion du mémoire

Confidentialité :

Non Oui si oui : 1 an 5 ans 10 ans

Pendant toute la durée de confidentialité, aucune diffusion du mémoire n'est possible⁽¹⁾.

A la fin de la période de confidentialité, sa diffusion est soumise aux règles ci-dessous (droits d'auteur et autorisation de diffusion par l'enseignant).

Date et signature du maître de stage⁽²⁾ :

Droits d'auteur :

L'auteur⁽³⁾ autorise la diffusion de son travail

Oui Non

Si oui, il autorise

la diffusion papier du mémoire uniquement⁽⁴⁾

la diffusion papier du mémoire et la diffusion électronique du résumé

la diffusion papier et électronique du mémoire (joindre dans ce cas la fiche de conformité du mémoire numérique et le contrat de diffusion)

Date et signature de l'auteur :

Autorisation de diffusion par le responsable de spécialisation ou son représentant :

L'enseignant juge le mémoire de qualité suffisante pour être diffusé

Oui Non

Si non, seul le titre du mémoire apparaîtra dans les bases de données.

Si oui, il autorise

la diffusion papier du mémoire uniquement⁽⁴⁾

la diffusion papier du mémoire et la diffusion électronique du résumé

la diffusion papier et électronique du mémoire

Date et signature de l'enseignant :

(1) L'administration, les enseignants et les différents services de documentation d'AGROCAMPUS OUEST s'engagent à respecter cette confidentialité.

(2) Signature et cachet de l'organisme

(3).Auteur = étudiant qui réalise son mémoire de fin d'études

(4) La référence bibliographique (= Nom de l'auteur, titre du mémoire, année de soutenance, diplôme, spécialité et spécialisation/Option)) sera signalée dans les bases de données documentaires sans le résumé

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Remerciements

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à ma maître de stage Noémie POUSSE, pour son soutien, ses conseils, la qualité de son encadrement tout au long du stage, et sans qui ce stage n'aurait pas été aussi enrichissant.

Je remercie également l'ensemble du service du département R&D de l'ONF de Nancy pour leur disponibilité et leur aide tout au long de ma période de stage.

Je souhaite aussi exprimer ma gratitude envers l'ensemble des enseignants d'Agrocampus-Ouest, en particulier de l'option SEH, pour la qualité de leurs enseignements et leur aide précieuse tout au long de la formation.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Avant-propos

Au vu de la quantité croissante de données pédologiques acquises et de la diversité de sources et de protocoles de mesure, l'harmonisation des bases de données devient une thématique de plus en plus récurrente. Il existe d'innombrables questions d'harmonisation entre bases de données puisqu'elle dépend du paramètre pédologique considéré, de la nature, de la qualité et de la quantité de données disponibles dans les bases à harmoniser et des objectifs fixés concernant l'utilisation de la base de données finale.

Dans ce mémoire, les questions d'harmonisation posées sont issues des besoins spécifiques à la construction d'une base de données nationale harmonisée pour le projet INSENSÉ (INDicateurs de SENSibilité des Écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse). Ce projet financé par l'ADEME et regroupant 3 unités de recherche (TCEM, BEF et LERFoB) et le département R&D de l'Office National des Forêts, a pour objectif de définir des indicateurs simples et peu coûteux de sensibilité des sols à une récolte accrue de bois.

L'accroissement des prélèvements de bois fait en effet partie des mesures préconisées afin de contribuer aux objectifs de réduction des émissions de CO₂ ; pour autant, cela ne doit pas compromettre l'état et la fertilité des sols forestiers. Pour répondre aux objectifs du projet, la mobilisation de bases de données des écosystèmes forestiers est ainsi nécessaire, et une étape de mise en commun est inévitable afin de pouvoir en extraire l'information la plus riche possible.

Même si les questions étudiées dans ce mémoire sont issues d'une demande très spécifique, certains résultats et observations pourront être étendus à d'autres contextes, dans la limite d'une certaine compatibilité.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Table des matières

Introduction	1
I. Comparabilité de réserves utiles estimées selon différents paramètres d'entrée	3
1. Objectif de l'étude	3
2. Matériel et méthodes	3
<i>Données pédologiques</i>	3
<i>Classes de texture</i>	4
<i>Qualité d'estimation de la texture</i>	5
<i>Traitement de données</i>	6
<u>Description statistique et RMSE de la différence entre prédictions selon différents paramètres d'entrée</u>	6
<u>Test de rangs signés de Wilcoxon</u>	6
<i>Fonctions de pédotransfert PTFs</i>	6
3. Résultats	7
<i>Qualité d'estimation de la texture</i>	7
<i>Gammes de différence entre les teneurs en eau à la capacité au champ selon différents paramètres</i>	9
<i>Impact de la prise en compte de la teneur en carbone organique et des pourcentages granulométriques sur la teneur en eau à la capacité au champ</i>	10
<i>Impact de la qualité d'estimation sur la teneur en eau à la capacité au champ</i>	11
<i>Impact des paramètres d'entrée sur l'estimation de la réserve utile</i>	12
4. Discussion	14
<i>Qualité d'estimation de la texture</i>	14
<i>Impact de la qualité d'estimation de la texture sur la teneur en eau à la capacité au champ</i>	15
<i>Choix des paramètres d'entrée et de la fonction de pédotransfert pour l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ</i>	15
<i>Prise en compte de la granulométrie précise et de la teneur en carbone pour l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ</i>	16
<i>Impact des paramètres d'entrée sur l'estimation de la réserve utile</i>	16
5. Conclusion	17
II. Outils d'harmonisation de la teneur en carbone organique des sols et de sa distribution	18
1. Objectif de l'étude	18
2. Matériel et méthodes	18

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

<i>Données pédologiques</i>	18
<u>RENECOFOR</u>	18
<u>BioSoil</u>	19
<i>Traitement des données</i>	20
3. Démarche de l'étude	21
<i>Construction de fonctions d'harmonisation entre les teneurs en carbone obtenues selon la méthode Anne et par combustion sèche</i>	21
<i>Etude de l'erreur potentielle générée lors de l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour prédire des données manquantes</i>	21
<i>Construction de modèles d'extrapolation de la teneur en carbone organique avec la profondeur</i>	22
4. Résultats	23
<i>Construction de fonctions d'harmonisation entre les teneurs en carbone obtenues selon la méthode Anne et par combustion sèche</i>	23
<i>Erreur potentielle générée lors de l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour prédire des données manquantes</i>	25
<i>Modèles d'extrapolation de la teneur en carbone organique avec la profondeur</i>	26
5. Discussion	34
<i>Construction de fonctions d'harmonisation entre les teneurs en carbone obtenues selon la méthode Anne et par combustion sèche</i>	34
<i>Erreur potentielle générée lors de l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour prédire des données manquantes</i>	35
<i>Modèles d'extrapolation de la teneur en carbone organique avec la profondeur</i>	36
<u>Distribution de la teneur en carbone organique avec la profondeur</u>	36
<u>Prédictibilité des pourcentages de carbone relatifs à la teneur de la couche 0-10cm</u>	36
<u>Covariables environnementales explicatives</u>	36
<u>Limites</u>	37
6. Conclusion	38
Bibliographie	38
Annexes	43

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Liste des annexes

Annexe I : Localisation des profils de sol échantillonnés en contexte forestier lors de la campagne d'échantillonnage du projet Européen Biosoil de 2006-2007	43
Annexe II: Représentation de la qualité d'estimation pour chaque classe de texture IFN	444
Annexe III : Carte des grandes régions écologiques de France métropolitaine déterminées par l'IGN-IFN	466
Annexe IV : Retrait des interactions non significatives sur le modèle à 6 variables testé afin de prédire la teneur en carbone organique par combustion sèche après application du critère d'Akaike (AIC)	477
Annexe V : Comparaison des teneurs en carbone mesurées par combustion sèche et selon la méthode Anne et illustration de l'influence potentielle de 4 des variables les plus importantes identifiées lors de la construction de la fonction d'harmonisation	488
Annexe VI : Exemples de profils de teneur en carbone organique illustrant la richesse en carbone de la couche 0-10cm.....	50
Annexe VII : Exemples de cas atypiques de profils de teneur en carbone organique.....	51

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Liste des illustrations

Figure 1 – Schéma du redécoupage des couches de sol analysées en couches de 10cm d'épaisseur.....	3
Figure 2 – Triangle de texture IFN à 9 classes (gauche) et triangle de texture de Jamagne à 15 classes (droite ; d'après Jamagne 1967).....	5
Figure 3 – Superposition du triangle de texture IFN (rouge) avec le triangle USDA à 12 classes (gauche, d'après Soil Survey Staff 1993) et le triangle FAO à 5 classes (droite, d'après CEC 1985)	5
Figure 4 – Différence entre la teneur en eau à la capacité au champ « de référence » (<i>i.e.</i> estimée d'après la granulométrie et la teneur en carbone) et celle estimée d'après la classe de texture USDA réelle en fonction de la teneur en carbone organique (transformée par logarithme à base 10).....	11
Figure 5 – Boîtes de dispersion de la différence entre la teneur en eau à la capacité au champ estimée à partir de la classe mesurée et celle estimée à partir de la classe estimée dans le système USDA (a) ou FAO (b) en fonction de la qualité d'estimation de la texture.....	12
Figure 6 – Boîtes de dispersion des valeurs de réserve utile estimées selon différents paramètres	13
Figure 7 – Boîtes de dispersion de la différence entre les valeurs de réserve utile estimées selon différents paramètres d'entrée	14
Figure 8 – Comparaison des teneurs en carbone organique mesurées par combustion sèche ou selon la méthode Anne	23
Figure 9 – Mesure de l'importance des variables dans l'explication de la teneur en carbone organique mesurée par combustion sèche obtenue par un modèle « forêt aléatoire ».....	24
Figure 10 – Représentation des variables sur le plan factoriel déterminé par les deux premières dimensions suite à l'ACP réalisée sur d15, d30 et d60.....	27
Figure 11 – Répartition des individus sur le plan factoriel déterminé par les deux premières dimensions suite à l'ACP réalisée sur d15, d30 et d60 et répartition en 6 (a) et 9 (b) classes.....	28
Figure 12 – Distribution de la teneur en carbone organique (pourcentages relatifs à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm) des 6 (a) ou 9 (b) classes identifiées.....	29
Figure 13 – Mesure de l'importance des variables dans l'explication du pourcentage de carbone organique relatif à la couche 0-10cm pour la couche 10-20cm (d15 ; a), la couche 20-40cm (d30, b) et la couche 40-80cm (d60, c) obtenus par des modèles « forêt aléatoire »	30
Figure 14 – Dépendance partielle à la grande région écologique (GRECO) du pourcentage de carbone organique de la couche 10-20cm relatif à la couche 0-10cm (d15)	31
Figure 15 – Dépendance partielle à la grande région écologique (GRECO) du pourcentage de carbone organique de la couche 40-80cm relatif à la couche 0-10cm (d60)	32
Figure 16 – Dépendance partielle à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm du pourcentage de carbone organique de la couche 10-20cm relatif à la couche 0-10cm (d15).....	32
Figure 17 – Dépendance partielle à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm du pourcentage de carbone organique de la couche 40-80cm relatif à la couche 0-10cm (d60).....	33
Figure 18 – Dépendance partielle à l'essence forestière dominante de la placette du pourcentage de carbone organique de la couche 10-20cm relatif à la couche 0-10cm (d15).....	33
Figure 19 – Dépendance partielle à l'essence forestière dominante de la placette du pourcentage de carbone organique de la couche 40-80cm relatif à la couche 0-10cm (d60).....	34

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Liste des tableaux

Tableau 1 : RMSE des différentes fonctions de pédotransfert testées.....	7
Tableau 2 : Tableau de contingence des textures IFN estimées (gauche) et des classes de texture USDA mesurées correspondantes (haut)	7
Tableau 3 : Tableau des pourcentages de qualité d'estimation des classes de textures IFN par rapport aux classes USDA réelles	8
Tableau 4 : Tableau des pourcentages de bonne estimation des classes de textures USDA réelles	8
Tableau 5 : Tableau de contingence des textures IFN estimées (gauche) et des classes de texture FAO mesurées correspondantes (haut)	8
Tableau 6: Tableau des pourcentages de qualité d'estimation des classes de textures IFN par rapport aux classes FAO	9
Tableau 7 : Distribution des différences entre teneurs en eau à la capacité au champ estimées grâce à différents paramètres	9
Tableau 8 : Résultats (p-value) du test de Wilcoxon effectué sur les différentes combinaisons de réserves utiles.	13
Tableau 9 : résultats des régressions linéaires simples effectuées entre les logarithmes à base 10 de la teneur en carbone organique mesurée par combustion sèche et par la méthode Anne	24
Tableau 10 : performance des modèles de régressions linéaires sélectionnés avec les variables les plus importantes et après application du critère de sélection d'Akaike pour retirer les interactions non significatives	25
Tableau 11 : performance des modèles de régressions linéaires avec les variables les plus importantes et limités aux interactions d'ordre 2.....	25
Tableau 12 : pourcentages d'erreur d'estimation des teneurs en carbone par la fonction spline due uniquement à l'ajustement de la fonction aux valeurs discrètes	26
Tableau 13 : distribution des pourcentages d'erreur d'estimation des teneurs en carbone par la fonction spline par rapport aux teneurs mesurées	26
Tableau 14 : matrice de confusion de la prédiction des 6 classes par un modèle forêt aléatoire comprenant toutes les covariables.....	29
Tableau 15 : matrice de confusion de la prédiction des 6 classes par un modèle forêt aléatoire comprenant toutes les covariables.....	29
Tableau 16 : performance des modèles linéaires avec les 5 variables les plus importantes, avec ou sans interactions, sur l'explication de la variabilité de d15, d30 et d60	34

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Introduction

La caractérisation et la cartographie des propriétés des sols représentent aujourd'hui un enjeu majeur en termes de connaissance, de gestion et de protection des sols. Ceci est notamment vrai à toutes les échelles, comme en témoigne le développement de programmes régionaux et internationaux tels que la European Soil Thematic Strategy adoptée par la Commission Européenne en 2006 (European Commission 2012) ou le projet GlobalSoilMap.net lancé en 2009 (Sanchez *et al.* 2009).

La multiplication des projets et campagnes d'échantillonnage ces dernières décennies a généré un nombre croissant de données pédologiques, mais l'évolution et le développement des techniques de mesure ont souvent altéré leur comparabilité. De surcroît, la variabilité des objectifs inhérents à chaque projet a engendré une variabilité importante de la nature et de la qualité des données relevées.

En France, pour les seuls sols forestiers, on compte ainsi plus de 300 000 sondages et 15 000 profils de sols, mais provenant d'au moins huit sources de données différentes (Party et Granier 2014).

Les questions d'harmonisation et de complétion des bases de données sont donc aujourd'hui des questions centrales pour de multiples projets. L'absence d'harmonisation peut en effet parfois générer une erreur non négligeable lorsque des données obtenues selon différentes méthodes et critères sont comparées. A l'inverse, écarter certaines données obtenues selon des protocoles différents pourrait parfois conduire à un manque de données et ainsi réduire la qualité des analyses statistiques.

L'harmonisation de données consiste à corriger les différences et incohérences entre des données récoltées selon différentes méthodes, procédures, dates, spécifications ou systèmes afin de les rendre uniformes ou mutuellement compatibles.

Les sources de variabilité peuvent être variées ; Ciampalini *et al.* (2013) identifient par exemple l'utilisation de différentes méthodes de mesure (Ross *et al.* 2015), l'expertise dans différents laboratoires (McLellan *et al.* 2013, Ross *et al.* 2015), l'analyse dans des conditions différentes (jour, technicien..., McLellan *et al.* 2013), l'échantillonnage à différentes dates et l'utilisation de différents protocoles de préparation des échantillons. Par ailleurs, certains profils de sol peuvent être décrits et échantillonnés par horizons (horizon OH, A, B...) alors que d'autres peuvent l'être par profondeurs standards (0-10cm, 10-20cm, 20-40cm...).

Si des études s'intéressent à la variabilité inter-laboratoire (Cools *et al.* 2004, McLellan *et al.* 2013), la variabilité due à l'utilisation de différentes méthodes de mesure semble plus couramment étudiée. Des rapports illustrant la diversité des méthodes employées pour mesurer les propriétés physico-chimiques du sol et synthétisant certains résultats pour essayer de les harmoniser existent, comme le rapport de Vogel (1994) ou le rapport des spécifications fourni dans le projet GlobalSoilMap.net (GlobalSoilMap 2011). Certaines publications s'intéressent à l'utilisation de différentes méthodes pour une propriété de sol spécifique, à l'image de la CEC (Ciesielski et Sterckeman 1997, Jaremko et Kalembasa 2014), de la teneur en carbone organique (Sleutel *et al.* 2007) ou du pH (Aitken et Moody 1991, Libohova *et al.* 2014) parmi d'autres.

Concernant l'harmonisation selon la profondeur (*i.e.* échantillonnage par horizons ou profondeurs standards), la littérature fait part de l'utilisation des fonctions spline à masse constante proposées par Ponce-Hernandez *et al.* (1986). Parmi les fonctions de modélisation de l'évolution des propriétés de sol avec la profondeur, elles semblent aujourd'hui les plus utilisées entre autres en raison de leur flexibilité. Elles ont ainsi par exemple été utilisées dans différentes études afin d'estimer les valeurs moyennes de certaines propriétés de sol comme la texture ou la teneur en carbone organique sur des couches standards (généralement selon le standard international GlobalSoilMap 0-5, 5-15, 15-30, 30-60, 60-100, 100-200cm) (Adhikari

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

et al. 2013, Sulaeman *et al.* 2013, Akpa *et al.* 2014, Ciampalini *et al.* 2014, Collard *et al.* 2014).

La complétion des bases de données consiste quant à elle à interpoler ou extrapoler des données manquantes pour certaines observations à partir d'autres informations disponibles sur ces observations dans la base de données travaillée. En ce sens, les techniques de Cartographie Numérique des Sols (CNS) actuellement en plein essor peuvent s'avérer utiles, car elles permettent de prédire des classes ou des propriétés de sol à partir de données pédologiques disponibles ainsi que de covariables environnementales spatialisées représentant les éléments du paysage (Lagacherie *et al.* 2013).

Les techniques sont variées en fonction du type de modèle, des covariables environnementales et de l'échelle choisie, à l'image des études de Malone *et al.* (2009), Adhikari *et al.* (2013), Akpa *et al.* (2014) et Collard *et al.* (2014) parmi d'autres.

Caractériser et estimer la réserve en eau utile ainsi que la quantité et la distribution de la teneur en carbone organique des sols sont des éléments fondamentaux pour l'étude et la gestion des peuplements forestiers et des écosystèmes, en particulier dans le contexte actuel de réchauffement climatique.

La quantification de la réserve utile des sols est en effet nécessaire à la caractérisation de l'alimentation en eau des peuplements. Elle permet ainsi la sélection d'essences adaptées à un contexte pédo-climatique local (Piedallu *et al.* 2013) et permet entre autres d'étudier l'adaptation des essences face au réchauffement climatique et au bouleversement des milieux. Par ailleurs, l'estimation des propriétés de rétention en eau est indispensable à la caractérisation des flux d'eau et de solutés, et peut permettre d'étudier les problèmes de diffusion des pollutions dans les sols ou encore de quantifier les bilans de fertilité des écosystèmes (Van der Heijden *et al.* 2011).

Le sol est à l'heure actuelle le plus grand réservoir de carbone, en possédant plus que la biomasse terrestre et que l'atmosphère. Pouvant se conduire comme puits ou source de carbone, il possède par conséquent une influence considérable sur l'émission des gaz à effet de serre (GES) et pourrait servir de levier à la réduction des émissions de CO₂. Comprendre le fonctionnement des mécanismes de stockage, du cycle du carbone et des interactions sol-atmosphère sont donc des thématiques importantes qui tendent à se développer ces dernières années. Par ailleurs, le carbone est un des facteurs essentiels de contrôle de la fertilité, de la teneur en eau et de la structure des sols, rendant l'étude de son stockage ainsi que de sa distribution importante.

Les objectifs de cette étude seront donc axés sur ces deux propriétés physico-chimiques des sols, *i.e.* la réserve en eau utile ainsi que la teneur en carbone organique. Il s'agira d'étudier, dans une première partie, la possibilité d'utiliser conjointement des réserves utiles estimées à partir de mesures de granulométrie et de teneur en carbone organique et des réserves utiles estimées à partir de classes de texture estimées au toucher sur le terrain, la nature des données disponibles dans les bases de données initiales étant variable. Dans un second temps seront étudiés différents outils d'harmonisation de la teneur en carbone organique et de sa distribution selon 3 axes :

- (1) le passage de la teneur en carbone organique obtenue par la méthode Anne à celle déterminée par combustion sèche
- (2) la performance des fonctions spline à masse constante dans l'estimation de la teneur en carbone organique de certains horizons manquants
- (3) la possibilité ou non d'estimer de façon satisfaisante la teneur en carbone organique plus en profondeur à partir de la teneur en carbone organique de l'horizon 0-10cm, certaines bases ne comportant que cette information associée à des covariables environnementales.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

I. Comparabilité de réserves utiles estimées selon différents paramètres d'entrée

1. Objectif de l'étude

Le développement de fonctions dites « de pédotransfert » permet l'estimation de propriétés hydriques des sols à partir de paramètres pédologiques plus accessibles tels que la texture et la teneur en carbone organique (Bouma et van Lanen 1987). Dans le cas des propriétés de rétention en eau des sols, il existe un grand nombre de ces fonctions, comme celles relevées par Bastet *et al.* (1998).

La nature et la qualité des données disponibles nécessaires aux fonctions de pédotransfert est cependant variable selon les bases ; si certaines bases de données possèdent une information détaillée sur la granulométrie et la teneur en carbone organique, d'autres ne possèdent parfois qu'une information approximative sur la texture sous forme de classe de texture estimée au toucher.

Possédant des paramètres d'entrée variés selon les sources, il est alors nécessaire de déterminer si les teneurs en eau estimées à partir de paramètres différents et plus ou moins précis sont comparables et conjointement utilisables dans une base de données finale unique.

2. Matériel et méthodes

Données pédologiques

3072 horizons de 10cm provenant de 543 profils de sol échantillonnés dans le contexte du projet Européen BioSoil en France lors de la campagne de 2006-2007 ont été sélectionnés (Annexe I). Les profils de sol sont distribués selon la grille systématique 16 km x 16 km du réseau Européen de surveillance des forêts, avec une profondeur variant de 10 à 80cm, et les prélèvements analysés sont issus d'un échantillon composite. Initialement, les propriétés de sol ont été mesurées sur les couches systématiques 0-10cm, 10-20cm, 20-40cm et 40-80cm mais elles sont ensuite découpées en couches de 10cm pour faciliter les analyses effectuées ici (figure 1).

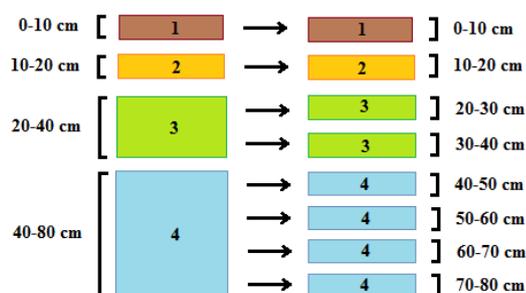


Figure 1 – Schéma du redécoupage des couches de sol analysées en couches de 10cm d'épaisseur

Les propriétés de sol considérées dans cette étude incluent : la teneur en Carbone Organique du Sol (COS ; +/- 0.2 g.100g⁻¹) mesurée par combustion sèche (ISO 10694 :1995), la granulométrie (%A,L,S ; argile : 0-2 µm, limon : 2-50 µm, sable : 50-2000 µm ; g.100g⁻¹) et la texture estimée au doigt (estimée sous forme de classes IFN ; figure 2). La granulométrie étant initialement mesurée selon les seuils 0-2-63-2000 µm, une conversion selon les seuils 0-2-50-2000 µm fut réalisée grâce au package R *soiltexture* (version 1.2.19 et plus, Moeys et Shanguan 2014), ces derniers seuils étant ceux utilisés par les fonctions de pédotransfert et ceux généralement considérés comme seuils de référence. En complément, puisque requis par les fonctions de pédotransfert Européennes testées, les couches de sol sont distinguées entre

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

couches de surface (S) et de sub-surface (SS). La limite est alors fixée à 20cm, les 20 premiers centimètres des sols forestiers possédant généralement une teneur en carbone organique beaucoup plus élevée que plus en profondeur (Jobbágy and Jackson 2000) et la limite de 30cm n'étant pas pertinente pour des sols non travaillés mécaniquement de manière très régulière.

Classes de texture

Les systèmes de classification texturaux considérés sont le triangle Américain international USDA à 12 classes (Cl, SiCl, SaCl, ClLo, SiClLo, SaClLo, Lo, SiLo, Si, SaLo, LoSa, Sa ; Soil Survey Staff 1993) et le triangle FAO Européen à 5 classes (VF, F, M, MF, C ; CEC 1985), ces deux formats de classification texturale étant les seuls utilisables dans les fonctions de pédotransfert Européennes testées.

Pour chaque couche de sol, des informations sur la classe de texture réelle et la classe de texture estimée sont disponibles.

D'une part, les classes de texture réelles selon les classifications USDA et FAO sont déterminées à partir des valeurs de granulométrie mesurées. Ces classes de texture réelles sont respectivement référées sous le nom « classe de texture USDA réelle » et « classe de texture FAO réelle ».

Il est à noter que pour l'utilisation des fonctions de pédotransfert basées sur les classes texturales, le package utilisé propose une classe « organic » différenciant certaines couches dont la teneur en carbone organique est très élevée et dont la teneur en argile dépasse également une certaine valeur. Cette classe a été volontairement exclue, le but de cette étude étant avant tout de déterminer s'il est possible d'estimer de façon acceptable la réserve utile à partir de la texture estimée au toucher uniquement, sans information précise sur d'autres paramètres du sol.

D'autre part, la texture est estimée sur les profils de sol, en se basant sur un système de classification à 9 classes de l'IFN (Argile, Argile limoneuse, Argile sablo-limoneuse, Limon, Limon argileux, Limon sableux, Sable, Sable argileux, Sable limoneux ; figure 2) dérivé du triangle de texture à 15 classes de Jamagne (Jamagne 1967 ; figure 2). Afin de comparer les teneurs en eau et réserves utiles obtenues à partir des informations de texture mesurées et estimées, les classes de texture IFN ont été « converties » en classes de texture USDA et FAO. Ces classes de texture estimées sont donc respectivement référées sous le nom « classe de texture USDA estimée » et « classe de texture FAO estimée ».

Des pourcentages de recouvrement entre les triangles de texture (IFN versus USDA, et IFN versus FAO) ont été calculés (figure 3 illustrant la superposition des triangles). Les teneurs en eau pour une classe de texture IFN sont alors ensuite calculées en sommant les teneurs en eau pour les classes USDA et FAO correspondant pondérées par les coefficients de recouvrement précédemment déterminés :

$$\vartheta_j = \sum_{i=1}^n p_i \vartheta_i$$

ϑ_j : teneur en eau de la classe IFN j

ϑ_i : teneur en eau de la classe USDA ou FAO i

n : nombre de classes USDA ou FAO recoupant la classe IFN j

p_i : pourcentage de recouvrement entre la classe IFN j et la classe USDA ou FAO i

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

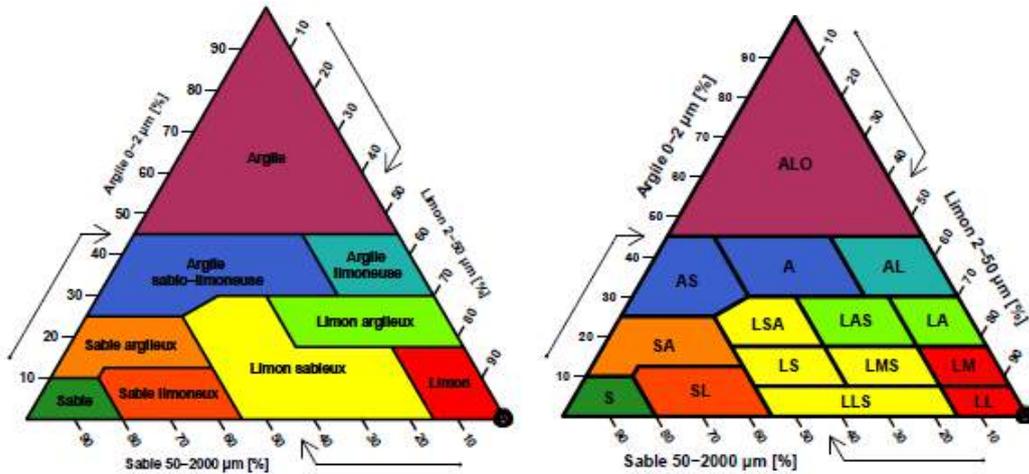


Figure 2 – Triangle de texture IFN à 9 classes (gauche) et triangle de texture de Jamagne à 15 classes (droite ; d’après Jamagne 1967)

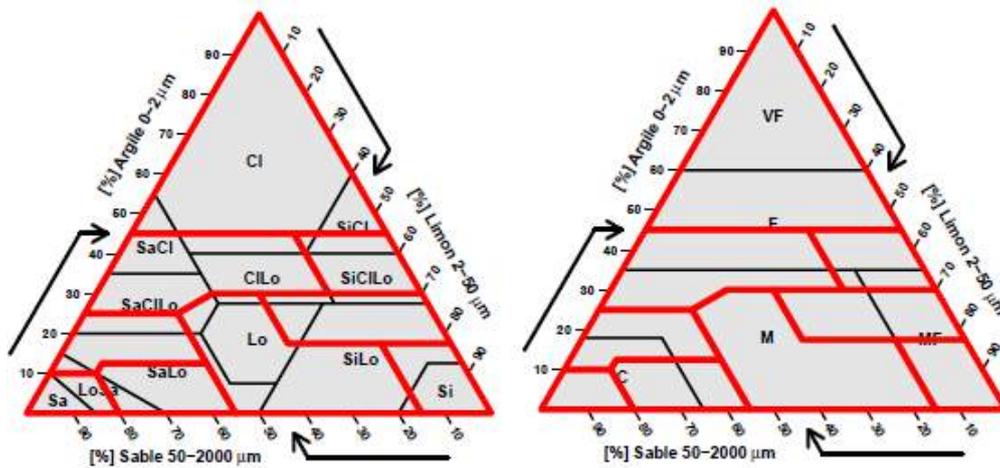


Figure 3 – Superposition du triangle de texture IFN (rouge) avec le triangle USDA à 12 classes (gauche, d’après Soil Survey Staff 1993) et le triangle FAO à 5 classes (droite, d’après CEC 1985)

Qualité d’estimation de la texture

Le but premier de cette étude n’est pas d’explorer en détails la relation entre la texture mesurée et estimée. Une méthode plus complète et précise serait nécessaire pour tirer de quelconques conclusions sur ce sujet, comme la méthode basée sur un calcul d’entropie proposée par Minasny *et al.* (2007).

Cependant, afin d’estimer l’impact potentiel d’une mauvaise estimation de la texture sur les teneurs en eau et réserves utiles, un indice qualitatif d’estimation de la texture a été posé selon trois niveaux : bonne, passable ou mauvaise estimation. Cette classification est basée sur les critères suivants : si la classe de texture IFN et la classe de texture USDA (ou FAO) réelle partagent une aire commune, l’estimation est considérée bonne. Si ce n’est pas le cas mais que les classes de texture ne sont pas très éloignées sur le triangle, *i.e.* elles partagent une limite commune à une distance de 10% d’argile, limon et/ou sable de la classe IFN pour USDA ou à une distance de 5% d’argile, limon et/ou sable de la classe IFN pour FAO, l’estimation est considérée acceptable. Les estimations restantes où la classe de texture IFN estimée est très éloignée des classes USDA (ou FAO) mesurées sont considérées mauvaises (Annexe II).

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Traitement de données

Les traitements de données sont réalisés par le logiciel de statistiques R (R Core Team 2015, version 3.1.3 et plus).

Description statistique et RMSE de la différence entre prédictions selon différents paramètres d'entrée

L'étude de la différence entre teneurs en eau obtenues selon différents paramètres d'entrée est synthétisée par des indicateurs statistiques classiques comme la médiane, la moyenne, les quartiles et les extrema. En complément, afin de le comparer à la précision des fonctions de pédotransfert testées, un RMSE est calculé entre les valeurs des teneurs en eau obtenues selon différents paramètres selon la formule :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}$$

n : nombre d'observations

y_i et x_i : teneur en eau de l'observation i estimée selon un type de paramètre (x) ou un autre (y)

Test de rangs signés de Wilcoxon

Afin de tester si la distribution de deux jeux de valeurs de teneurs en eau ou de réserves utiles est significativement différente, un test des rangs signés de Wilcoxon sur données appariées est effectué. Si la p-value générée par le modèle dépasse le seuil de 0.05, alors l'hypothèse selon laquelle il n'existe pas de différence entre les moyennes des groupes est considérée. Dans le cas contraire, il est considéré qu'une différence entre les moyennes des groupes existe. En complément, la taille de l'effet (r) est calculée grâce à la formule $r = \frac{z}{\sqrt{N}}$, où z est la valeur du test statistique et N le nombre de données total incluses dans la comparaison. Comme proposé par Cohen (1988), un effet r compris entre 0.1 et 0.3, entre 0.3 et 0.5 et au-delà de 0.5 est respectivement considéré comme faible, modéré ou élevé.

Fonctions de pédotransfert PTFs

Les teneurs en eau à la Capacité au Champ (CC ; pF 2.5) et au Point de Flétrissement (PF ; pF 4.2) sont déterminées par les fonctions de pédotransfert PTFs Européennes du package R *euptf* (Weynants and Tóth 2014), ces fonctions permettant un large choix de paramètres d'entrée et ayant été calibrées sur un nombre conséquent d'échantillons de sol européens. Des détails sur ces fonctions sont fournis dans Tóth *et al.* (2015).

Les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent sont calculées successivement à partir de :

- (1) La granulométrie et la teneur en carbone organique du sol (utilisant PTF09 et PTF12) ; calculées avec ces paramètres, la teneur en eau et la réserve utile seront considérées teneur en eau et réserve utile « de référence » dans la suite de l'étude
- (2) La classe de texture USDA réelle mesurée et la distinction couche de surface ou sub-surface (utilisant PTF08 et PTF11)
- (3) La classe de texture FAO réelle mesurée et la distinction couche de surface ou sub-surface (utilisant PTF07 et PTF10)
- (4) La classe de texture IFN estimée « convertie » en classes USDA et la distinction couche de surface ou sub-surface (utilisant PTF08 et PTF11)
- (5) La classe de texture IFN estimée « convertie » en classes FAO et la distinction couche de surface ou sub-surface (utilisant PTF07 et PTF 10)

Les valeurs de réserves utiles sont quant à elles estimées par différence de la teneur en eau à la capacité au champ moins celle au point de flétrissement permanent.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Ne disposant pas de jeu de données de validation des teneurs en eau estimées ici grâce aux fonctions de pédotransfert utilisées, la précision de ces fonctions est estimée par les RMSE suivant Tóth et al. (2015) (tableau 1). Cette précision est comparée à la différence d'estimation des teneurs en eau du sol obtenues à partir des propriétés physico-chimiques, des classes de texture réellement mesurées ou des classes de texture estimées.

Tableau 1 : RMSE des différentes fonctions de pédotransfert testées

	RMSE 1 (cm ³ .cm ⁻³)	RMSE 2 (cm ³ .cm ⁻³)	RMSE moyen (cm ³ .cm ⁻³)
PTF 09	0.058	0.055	0.0565
PTF 12	0.043	0.048	0.0455
PTF 08	0.064	0.058	0.061
PTF 11	0.047	0.054	0.0505
PTF 07	0.069	0.063	0.066
PTF 10	0.054	0.059	0.0565

3. Résultats

Qualité d'estimation de la texture

De manière générale, le taux de bonne estimation des textures est assez élevé (> 60%) sauf pour les classes IFN « Limon » et « Argile limoneuse » qui sont respectivement bien estimées à 41% et 47% et mal estimées à 51% pour la classe « Limon » (tableaux 2 et 3). Les textures sableuses en particulier (« Limon sableux », « Sable », « Sable argileux » et « Sable limoneux ») sont généralement très bien identifiées.

Les cas où la texture estimée est très éloignée de la texture mesurée semblent relativement peu fréquents sauf pour les classes à texture limoneuse dominante « Limon » et « Limon argileux » et les classes de texture « Argile » et « Sable argileux ». Néanmoins, pour trois de ces dernières classes, le taux de mauvaise estimation n'excède pas les 13% (tableau 3).

Tableau 2 : Tableau de contingence des textures IFN estimées (gauche) et des classes de texture USDA mesurées correspondantes (haut) ; code couleur : vert = bonne estimation, jaune = estimation passable et rouge = mauvaise estimation

	C	CL	L	LS	S	SC	SCL	SiC	SiCL	SiL	SL
Argile	105	35	14	0	0	0	16	71	29	5	8
Argile limoneuse	78	87	41	0	0	2	9	41	44	32	11
Argile sablo-limoneuse	13	18	8	0	0	9	35	0	2	0	23
Limon	8	23	107	4	1	0	11	9	31	158	32
Limon argileux	29	82	107	0	0	0	4	18	37	66	44
Limon sableux	5	23	184	15	0	1	47	1	9	115	351
Sable	1	0	2	61	321	0	0	0	0	0	69
Sable argileux	0	0	1	4	0	0	5	1	1	2	17
Sable limoneux	4	0	22	48	8	4	30	0	0	5	208

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Tableau 3 : Tableau des pourcentages de qualité d'estimation des classes de textures IFN par rapport aux classes USDA réelles

Estimation (%)	Bonne	Passable	Mauvaise
Argile	62	28	10
Argile limoneuse	47	46	6
Argile sablo-limoneuse	69	31	0
Limon	41	8	51
Limon argileux	75	12	12
Limon sableux	96	1	3
Sable	84	15	1
Sable argileux	84	3	13
Sable limoneux	78	20	2

Le taux de bonne estimation des textures exprimé cette fois en fonction des classes USDA indique des résultats similaires (tableau 4).

Tableau 4 : Tableau des pourcentages de bonne estimation des classes de textures USDA réelles (i.e. pour une classe de texture USDA réelle mesurée, l'une des classes IFN recoupant cette classe USDA a été estimée)

Classe de texture USDA	C	CL	L	LS	S	SC	SCL	SiC	SiCL	SiL	SL
Pourcentage de bonne estimation (%)	81	46	60	86	97	56	55	79	53	89	75

Selon la classification FAO, qui comporte 5 classes, la texture est très bien estimée pour l'ensemble des classes IFN (> 70%) sauf pour la classe « Limon » avec 15% de cas bien estimés (tableaux 5 et 6). Cette dernière possède en revanche un plus faible taux de mauvaise estimation que selon la classification USDA (11% contre 51%). Selon cette classification FAO, les classes IFN « Argile », « Argile sablo-limoneuse » et « Limon sableux » sont les classes possédant un taux de mauvaise estimation non négligeable (entre 16 et 27% ; tableau 6).

Tableau 5 : Tableau de contingence des textures IFN estimées (gauche) et des classes de texture FAO mesurées correspondantes (haut) ; code couleur : vert = bonne estimation, jaune = estimation passable et rouge = mauvaise estimation

	Coarse	Fine	Medium	Medium fine	Very fine
Argile	3	185	66	6	23
Argile limoneuse	2	175	144	21	3
Argile sablo-limoneuse	9	29	62	0	8
Limon	14	27	282	59	2
Limon argileux	19	75	256	27	10
Limon sableux	144	15	562	30	0
Sable	440	1	13	0	0
Sable argileux	13	1	17	0	0
Sable limoneux	189	8	132	0	0

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Tableau 6: Tableau des pourcentages de qualité d'estimation des classes de textures IFN par rapport aux classes FAO

Estimation (%)	Bonne	Passable	Mauvaise
Argile	73	0	27
Argile limoneuse	99	0	1
Argile sablo-limoneuse	84	0	16
Limon	15	73	11
Limon argileux	73	19	7
Limon sableux	75	4	21
Sable	97	0	3
Sable argileux	97	0	3
Sable limoneux	98	0	2

Gammes de différence entre les teneurs en eau à la capacité au champ selon différents paramètres

L'ampleur des différences entre teneurs en eau à la capacité au champ pouvant être obtenues selon l'utilisation de différents paramètres d'entrée est variable (tableau 7). Pour illustration, la valeur de la teneur en eau à la capacité au champ couvre une gamme de 0.066 à 0.586 cm³.cm⁻³, avec une moyenne de 0.280 cm³.cm⁻³.

Tableau 7 : Distribution des différences entre teneurs en eau à la capacité au champ estimées grâce à différents paramètres ($\theta_{CC\ ref}$ = teneur en eau à la capacité au champ déterminée par la granulométrie et la teneur en carbone organique ; $\theta_{CC\ USDA/FAO\ réelle}$ = teneur en eau à la capacité au champ déterminée selon la classe de texture USDA/FAO réelle ; $\theta_{CC\ USDA/FAO\ estimée}$ = teneur en eau à la capacité au champ déterminée à partir de la classe IFN estimée « convertie » en combinaison de classes USDA/FAO)

Unité (cm ³ .cm ⁻³)	Min	1 ^{er} quartile	Médiane	Moyenne	3 ^{ème} quartile	Max	Nb	RMSE
$\theta_{CC\ ref} - \theta_{CC\ USDA\ réelle}$	-0.064	-0.003	0.018	0.021	0.0414	0.214	3067	0.043
$\theta_{CC\ ref} - \theta_{CC\ FAO\ réelle}$	-0.107	-0.005	0.020	0.021	0.044	0.225	3067	0.046
$\theta_{CC\ ref} - \theta_{CC\ USDA\ estimée}$	-0.183	-0.014	0.014	0.017	0.048	0.29	3067	0.053
$\theta_{CC\ ref} - \theta_{CC\ FAO\ estimée}$	-0.176	-0.018	0.008	0.008	0.033	0.275	3067	0.046
$\theta_{CC\ USDA\ réelle} - \theta_{CC\ USDA\ estimée}$	-0.172	-0.036	0.004	-0.004	0.021	0.243	3072	0.047
$\theta_{CC\ FAO\ réelle} - \theta_{CC\ FAO\ estimée}$	-0.205	-0.043	0.000	-0.012	0.000	0.205	3072	0.047

Les résultats du test de rang signé de Wilcoxon pour ces différentes comparaisons indiquent tous une différence significative entre les valeurs des teneurs en eau obtenues selon les 2 paramètres d'entrée comparés, avec une p-value toujours nettement inférieure à 0.05. La taille de l'effet demeure néanmoins faible ($r < 0.3$) sauf pour les comparaisons entre $\theta_{CC\ ref}$ et $\theta_{CC\ USDA\ réelle}$ ainsi qu'entre $\theta_{CC\ ref}$ et $\theta_{CC\ FAO\ réelle}$ pour lesquelles la taille de l'effet est modérée avec un r respectif de 0.36 et 0.33.

De façon générale, les différences entre les teneurs en eau acquises selon les différents paramètres sont du même ordre de grandeur comme en témoignent les valeurs de RMSE similaires (tableau 7). Seule la différence entre teneur en eau de référence et teneur en eau selon la classe USDA réelle semble globalement plus faible (RMSE de 0.043 cm³.cm⁻³) et la différence entre teneur en eau de référence et teneur en eau selon la classe IFN convertie en classes USDA semble globalement plus élevée (RMSE de 0.053 cm³.cm⁻³).

En moyenne, les différences entre teneur en eau de référence et teneurs en eau selon les classes de texture réelle (USDA ou FAO) semblent légèrement supérieures aux différences entre teneur en eau de référence et teneurs en eau selon les classes de texture estimées. Par ailleurs les résultats du test de Wilcoxon indiquent une différence significative modérée entre les moyennes des teneurs en eau de référence et des teneurs en eau selon les classes de texture réelles (USDA comme FAO) alors que la différence est faiblement significative entre les

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

moyennes des teneurs en eau de référence et des teneurs en eau selon les classes de texture estimées.

En revanche, il y a plus de très grandes différences (minima, maxima et quartiles plus élevés) entre teneur en eau de référence et teneurs en eau selon les classes estimées qu'entre teneur en eau de référence et teneurs en eau selon les classes réelles (USDA ou FAO).

La comparaison directe des teneurs en eau selon les classes réelles ou estimées indique quant à elle un relativement bon accord en moyenne mais de très larges écarts possibles sur certains horizons (tableau 7).

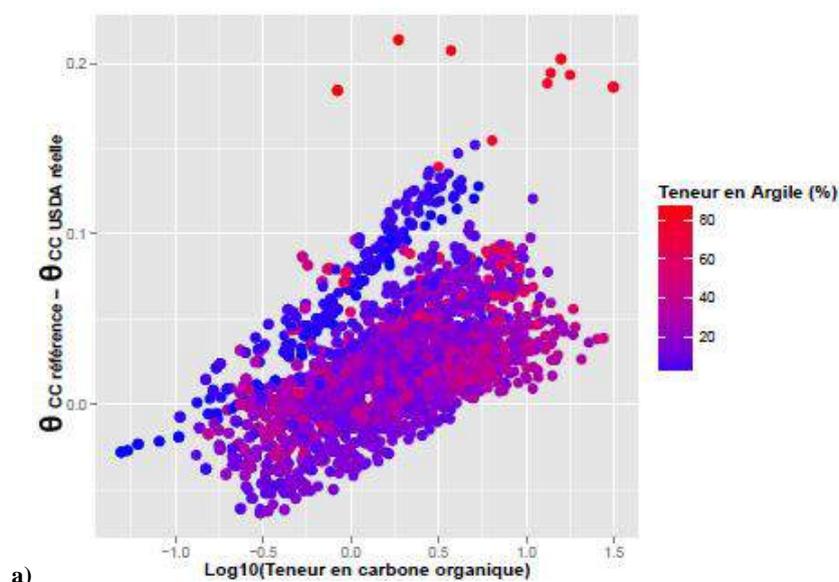
Impact de la prise en compte de la teneur en carbone organique et des pourcentages granulométriques sur la teneur en eau à la capacité au champ

La pente observée sur les nuages de points indique un effet de la teneur en carbone organique sur la différence $\theta_{CC\ ref} - \theta_{CC\ USDA\ réelle}$ (figures 4a et 4b), avec une augmentation de cette différence lorsque la teneur en carbone organique augmente mais qui peut aussi parfois être élevée pour de très faibles valeurs de teneur en carbone organique.

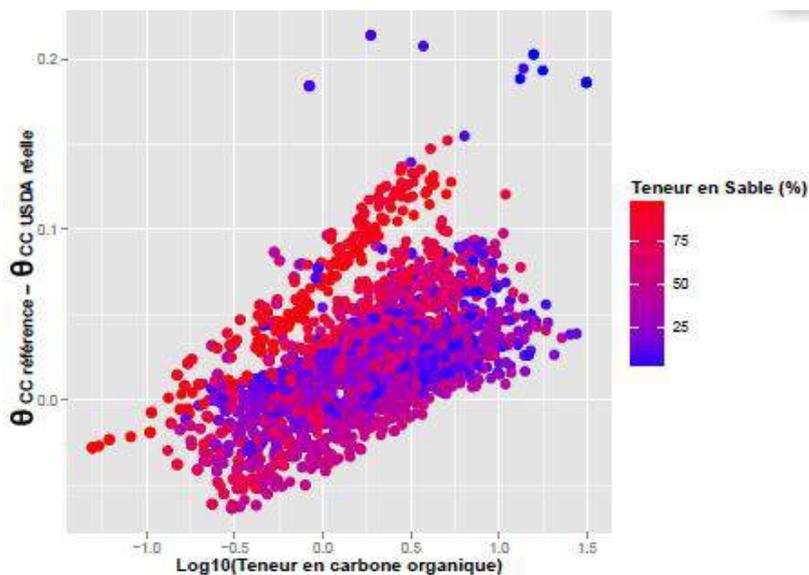
On observe notamment une surestimation de la teneur en eau lorsque celle-ci est obtenue à partir de la classe de texture USDA réelle sur des couches de sol à faibles teneurs en carbone organique, même si une sous-estimation est également possible. En revanche à partir de $4\text{ g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ de carbone organique environ (soit un logarithme de 0.6), la tendance indique une sous-estimation systématique de la teneur en eau lorsque la classe de texture USDA est utilisée plutôt que les mesures de granulométrie et de teneur en carbone organique.

Par ailleurs, l'effet de la teneur en carbone organique sur la différence $\theta_{CC\ ref} - \theta_{CC\ USDA\ réelle}$ décrit précédemment apparaît plus prononcé pour les couches de sol à texture sableuse ayant un pourcentage de sable au-delà de 80%, comme en témoigne la plus forte pente sur ces observations (figure 4b).

Enfin, on observe une différence très importante (aux alentours de $0.2\text{ cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}$) pour des couches de sol à teneur en argile très élevée (supérieure ou égale à 80%), mais qui semble peu sensible à la teneur en carbone organique du sol (figure 4a).



Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ



b)
Figure 4 – Différence entre la teneur en eau à la capacité au champ « de référence » (*i.e.* estimée d'après la granulométrie et la teneur en carbone) et celle estimée d'après la classe de texture USDA réelle en fonction de la teneur en carbone organique (transformée par logarithme à base 10). Le gradient de couleur indique la teneur en argile (a) ou la teneur en sable (b)

Impact de la qualité d'estimation sur la teneur en eau à la capacité au champ

La distribution des différences entre la teneur en eau à la capacité au champ déterminée par la classe de texture USDA (respectivement FAO) réelle et celle déterminée d'après la classe de texture IFN estimée varie selon la qualité d'estimation de la texture (figures 5a et 5b).

Globalement, la gamme de différences augmente lorsque la qualité d'estimation se dégrade quel que soit le système de classification choisi (USDA ou FAO). L'effet est surtout visible sur les cas où la texture estimée est très éloignée de la texture réelle (mauvaise estimation), avec une nette tendance à la surestimation lorsque la classe de texture estimée est utilisée plutôt que la classe de texture réelle. Cette surestimation est notamment plus prononcée avec les classes de texture FAO. Lorsque la texture est passablement estimée, la différence entre teneurs en eau selon les classes réelles et celles estimées dépasse rarement les $0.05 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ (respectivement $-0.05 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$) tandis que dans les cas où la texture est vraiment mal estimée, ces valeurs sont plus fréquemment dépassées.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

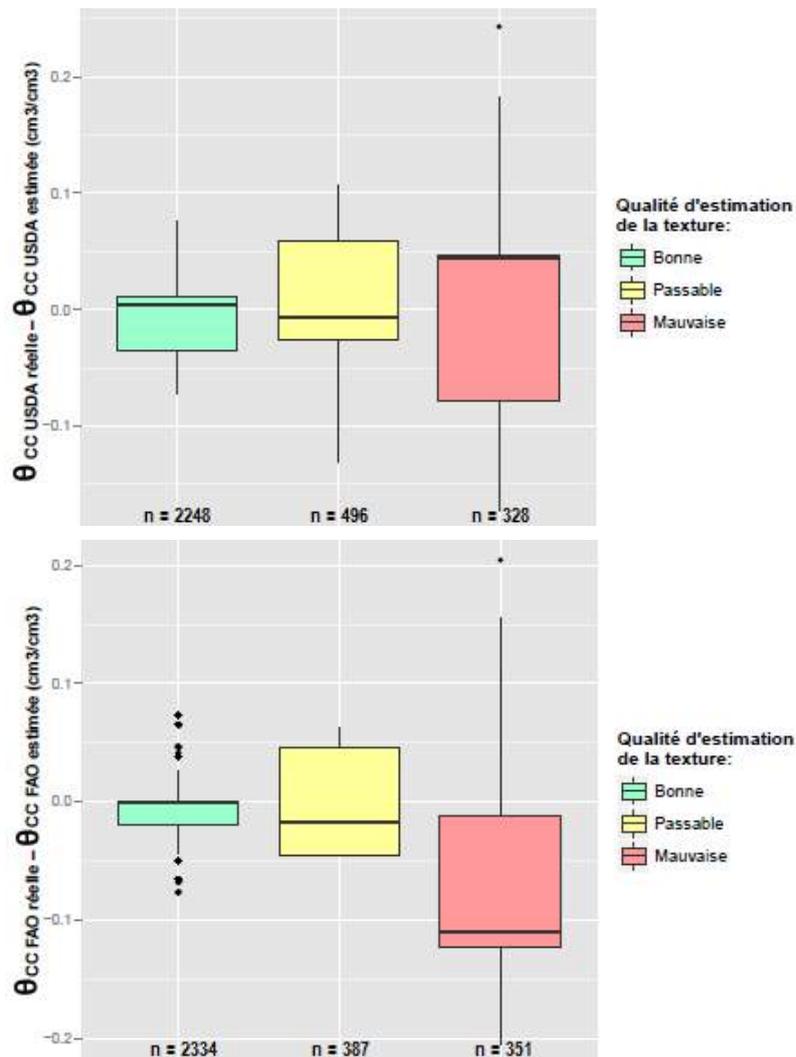


Figure 5 – Boîtes de dispersion de la différence entre la teneur en eau à la capacité au champ estimée à partir de la classe mesurée et celle estimée à partir de la classe estimée dans le système USDA (a) ou FAO (b) en fonction de la qualité d'estimation de la texture (n = nombre d'échantillons)

Impact des paramètres d'entrée sur l'estimation de la réserve utile

Les gammes de réserves utiles obtenues selon différents paramètres initiaux disponibles (granulométrie et teneur en carbone organique (réserve utile « de référence »), classes USDA ou FAO réelles et distinction couche de surface ou sub-surface, classes IFN estimées « converties » en classes USDA ou FAO et distinction couche de surface ou sub-surface) différent (figure 6).

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

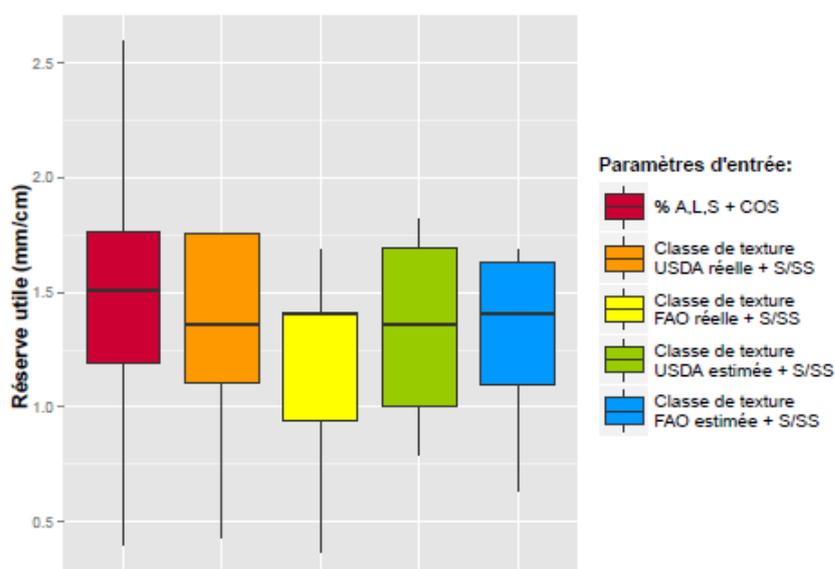


Figure 6 – Boîtes de dispersion des valeurs de réserve utile estimées selon différents paramètres (% A,L,S : pourcentage d’argile, limon et sable (%), COS : teneur en Carbone Organique du Sol, S/SS : distinction horizon de Surface/Sub-Surface)

Les comparaisons deux à deux des valeurs des réserves utiles grâce au test de Wilcoxon indiquent par ailleurs qu’elles sont toutes en moyenne significativement différentes entre elles à l’exception des réserves utiles estimées à partir des classes de texture USDA et FAO réelles (tableau 8).

Tableau 8 : Résultats (p-value) du test de Wilcoxon effectué sur les différentes combinaisons de réserves utiles (seuil : 0.05 ; si p-value < 0.05, alors les valeurs de réserve utile sont en moyenne significativement différentes ; taille de l’effet : 0.1 < |r| < 0.3 : effet faible, 0.3 < |r| < 0.5 : effet modéré, 0.5 < |r| : effet élevé)

RU comparées		p-value	taille de l’effet (r)
Référence	USDA réelle	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.36
Référence	FAO réelle	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.35
Référence	USDA estimée	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.21
Référence	FAO estimée	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.31
USDA réelle	USDA estimée	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	-0.17
FAO réelle	FAO estimée	0.01428	-0.03
USDA réelle	FAO réelle	0.5883	–
USDA estimée	FAO estimée	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.25
USDA réelle	FAO estimée	0.001724	-0.04
FAO réelle	USDA estimée	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	-0.15

Néanmoins, la taille de l’effet indique dans la plupart des cas que la différence significative entre les réserves utiles comparées deux à deux est faible, à l’exception de 3 cas où un effet modéré est observé (tableau 8) : entre valeurs de réserves utiles de référence et valeurs de réserves utiles obtenues d’après la classe de texture réelle (USDA ou FAO), ainsi qu’entre valeurs de réserves utiles de référence et valeurs de réserves utiles obtenues d’après la classe de texture estimée « convertie » en classes FAO.

La gamme de valeurs de réserve utile obtenues à partir de la granulométrie et de la teneur en carbone organique est la plus étendue (figure 6), et il est observé que l’estimation de la réserve utile à partir des classes de texture peut notamment sous-estimer certaines valeurs puisque très rares sont les cas où la réserve utile obtenue à partir des classes de texture

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

dépasse les 1.75 mm.cm^{-1} de sol. De la même façon, l'estimation de la réserve utile à partir des classes de textures estimées semble surestimer certaines valeurs par rapport à celle faite avec d'autres paramètres puisqu'aucune valeur en-dessous de 0.8 ou 0.65 mm.cm^{-1} de sol n'est observée pour les cas où la réserve utile est obtenue à partir des classes estimées converties en classes USDA ou FAO respectivement.

Enfin, la dispersion des différences entre valeurs de réserves utiles présentée dans les boîtes de dispersion de la figure 7 ne semble pas montrer de réelles différences significatives. Seule la fréquence des différences très élevées (supérieure à 1 mm.cm^{-1}) est plus variable selon les cas.

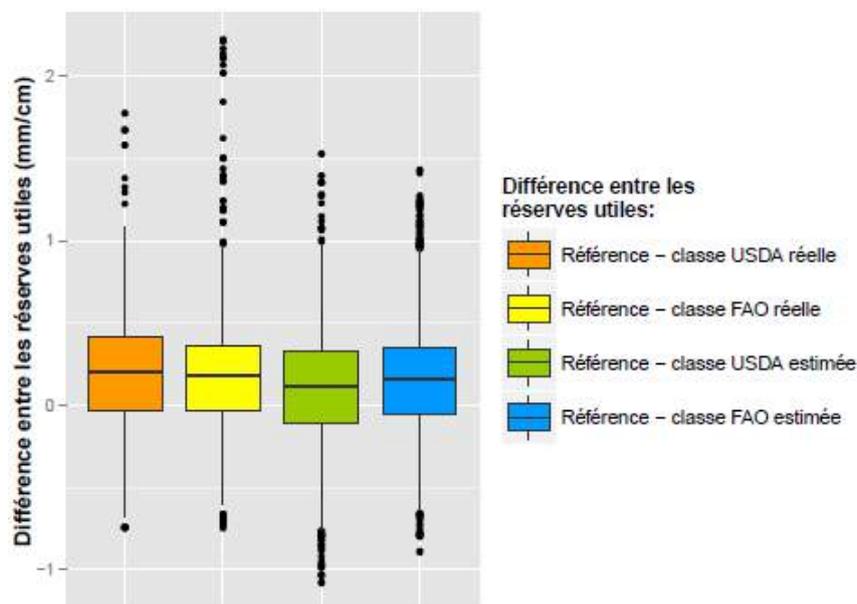


Figure 7 – Boîtes de dispersion de la différence entre les valeurs de réserve utile estimées selon différents paramètres d'entrée (pour rappel, la réserve utile de « référence » est celle estimée à partir des mesures de granulométrie et de la teneur en carbone organique)

4. Discussion

Qualité d'estimation de la texture

La qualité d'estimation de la texture varie selon la précision du triangle de texture de référence considéré. Ainsi, après estimation de la texture en classe IFN, la comparaison de cette classe avec la classe de texture FAO mesurée a généralement montré une bien meilleure adéquation que lors de la comparaison de la classe IFN avec la classe de texture USDA mesurée.

La valeur globale moyenne de bonne estimation des classes de texture USDA (cases vertes, tableau 2) est environ de 73%, soit nettement supérieure à la valeur des 50% généralement observée dans la littérature (Foss *et al.* 1975, Post *et al.* 1986, Levine *et al.* 1989), ce qui peut être attribué à la forte marge autorisée par le recouvrement d'une classe USDA par plusieurs vastes classes IFN. En effet, Foss *et al.* (1975) obtiennent par exemple une valeur de 67% de bonne estimation des classes USDA au lieu des 50% dès qu'un écart de 4% autour de la classe de texture mesurée est autorisé.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Les textures aux 3 extrémités du triangle, *i.e.* très argileuses (C), très limoneuses (SiL) et très sableuses (S, LS) sont les mieux déterminées (tableau 4), ce qui est sans doute attribuable à leur forte spécificité. En revanche, pour les classes de texture USDA davantage hétérogènes (mélange plus équilibré de 2 ou 3 types de granulométrie), la qualité d'estimation est plus faible (CL, L, SCL, SiCL, SC), ce qui est cohérent avec les résultats de Foss *et al.* (1975).

Impact de la qualité d'estimation de la texture sur la teneur en eau à la capacité au champ

Malgré l'approche qualitative utilisée pour estimer la valeur de l'estimation texturale, un effet de la qualité d'estimation de la classe texturale sur la précision de l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ se dégage, en particulier lorsque la texture estimée se retrouve très éloignée de la texture réelle. En revanche, lorsque la texture est passablement estimée, les différences sont moins marquées. Ceci laisse supposer une diminution de l'erreur lorsque les valeurs des teneurs en eau de plusieurs classes USDA ou FAO sont combinées lors du changement de triangle de texture. Ceci peut également être lié au fait que la variation entre les teneurs en eau de deux classes de texture adjacentes ne soit pas brutale. Par ailleurs, lorsque l'erreur d'estimation de la teneur en eau due à une erreur d'estimation de la texture est importante, la tendance est plus fréquemment à la surestimation ; ceci laisse entrevoir une sous-estimation fréquente de la teneur en sable et/ou une surestimation de la teneur en argile, ce qui est cohérent avec les résultats de Levine *et al.* (1989).

Dans un objectif d'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ à partir des fonctions de pédotransfert développées par Weynants and Tóth (2014), estimer la texture ne donne ainsi pas des résultats très différents de ceux obtenus à partir de la classe de texture réelle (*i.e.* dérivée de la granulométrie), puisque même une passable erreur d'estimation semble générer des résultats acceptables de la teneur en eau à pF 2.5. Cependant, le risque d'erreur de grande ampleur n'est pas négligeable, puisqu'une estimation de la texture à l'opposé de la réalité n'est pas impossible.

Associer un développement des techniques de détermination au toucher de la texture et une amélioration des critères de détermination des fractions granulométriques pourrait être un outil pour améliorer les estimations faites sur le terrain, ou du moins limiter les estimations de texture aberrantes. De plus, utiliser un triangle à 9 classes tel que le triangle IFN ici employé pourrait s'avérer un bon compromis ; la réduction du nombre de classes réduisant certes la précision des estimations de réserve utile mais réduisant également les erreurs de mauvaise estimation de la texture sur le terrain.

Choix des paramètres d'entrée et de la fonction de pédotransfert pour l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ

Quelles que soient les combinaisons testées, les différences de teneurs en eau à la capacité au champ obtenues selon différents paramètres d'entrée apparaissent globalement toutes du même ordre de grandeur, avec un RMSE aux alentours de $0.047 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ (tableau 7), soit légèrement inférieur ou du même ordre que les RMSE inhérents à la qualité des fonctions de pédotransfert construites dans le package *eupuf* (tableau 1).

Néanmoins, la distribution des valeurs de teneurs en eau obtenues apparaît tout de même variable selon les paramètres d'entrée.

Avec l'utilisation de classes de texture réelles plutôt que des mesures de granulométrie et de teneur en carbone organique, il semble plus pertinent d'utiliser l'information sous forme de classes de texture USDA plutôt que de classes de texture FAO, ce qui est sans doute attribuable à la plus grande précision du triangle USDA possédant 12 classes contre les 5 classes du triangle FAO. Cependant, l'utilisation des classes de texture plutôt que des mesures

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

précises de granulométrie et de teneur en carbone montre déjà une certaine limite, puisque les teneurs en eau estimées par ces deux types de paramètres sont en moyenne significativement différentes.

Utiliser les classes IFN estimées plutôt que les classes réelles USDA ou FAO générerait par ailleurs en moyenne légèrement moins d'erreur par rapport à la teneur en eau de référence. Ceci pourrait être attribuable à une meilleure représentativité des classes IFN que des classes USDA ou FAO dans l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ. En revanche, en se basant sur les classes de texture IFN estimées, l'utilisateur s'expose à une fréquence plus élevée de grandes différences, car les fortes erreurs d'estimation sur le terrain ne sont pas négligeables.

Prise en compte de la granulométrie précise et de la teneur en carbone pour l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ

Lorsque la teneur en carbone organique n'est pas prise en compte, l'utilisateur s'expose à de fortes erreurs pour des teneurs en carbone très élevées ou au contraire très faibles (figures 4a et 4b). Si la teneur en carbone organique est élevée, la teneur en eau peut-être fortement sous-estimée avec la prise en compte unique de la classe de texture et de la distinction horizon de surface ou de sub-surface, ce qui est sans doute attribuable au fort rôle de rétention en eau de la matière organique (Hollis *et al.* 1977). A l'inverse, dans le cas de très faibles teneurs en carbone organique, une tendance à la surestimation est observée avec les classes de texture, ce qui pourrait être lié au processus de construction des fonctions de pédotransfert réalisé à partir d'un ensemble d'échantillons ayant une teneur en carbone organique moyenne supérieure à ces faibles teneurs. Ce risque d'erreur due à l'utilisation de fonctions ou de classes de pédotransfert sur un ensemble de données ayant des conditions différentes de celles ayant servi à leur construction a en effet déjà été observé entre autres par Trouche et Morlon (1999).

Sur des sols sableux (constitués de plus de 80% de sable), la prise en compte de la teneur en carbone organique apparaît particulièrement plus importante que pour les autres types de sols ; l'augmentation de la teneur en eau par une augmentation de la teneur en carbone organique étant plus forte sur ces sols possédant normalement une faible capacité de rétention en eau, ce qui est cohérent avec les observations de Rawls *et al.* (2003). A l'inverse, sur des sols très argileux (constitués de plus de 80% d'argile), c'est la teneur en argile qui semble prédominer sur la valeur de la teneur en eau, la teneur en carbone organique ne semblant plus alors avoir de réel effet significatif. Ceci rejoint une nouvelle fois les constats de Rawls *et al.* (2003) où la teneur en carbone organique ne semble plus permettre la distinction significative de valeurs de teneurs en eau à la capacité au champ pour les classes clay et silty clay de la classification USDA (Cl, SiCl). La sous-estimation importante de la teneur en eau pour ces sols lourdement argileux suggère ainsi une mauvaise représentativité de ces sols par les classes de pédotransfert Européennes proposées dans le package *eupuf*, probablement en lien avec la surface élevée des classes les plus argileuses sur les différents triangles de texture utilisés.

Impact des paramètres d'entrée sur l'estimation de la réserve utile

La comparaison directe des valeurs de réserves utiles permet d'observer l'effet des paramètres d'entrée sur la précision de leur estimation globale car cela intègre à la fois les erreurs potentielles sur l'estimation de la teneur en eau à la capacité au champ mais également au point de flétrissement permanent.

La plus grande gamme de valeurs de réserves utiles est celle obtenue à partir des mesures de granulométrie et de teneur en carbone organique ; l'utilisation de ces paramètres semble donc

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

la combinaison la plus discriminante dans la représentation fine des variations des teneurs en eau des sols. La fonction de pédotransfert associée demeure aussi la plus précise parmi celles ici testées puisqu'elle possède le plus faible RMSE déterminé lors de la construction des différentes fonctions (tableau 1). De plus, après comparaison de différents paramètres d'entrée, Rawls *et al.* (2003) retrouvent cette idée, *i.e.* l'utilisation des pourcentages d'argile, limon, sable et de la teneur en carbone organique améliore la prédiction de la réserve utile par rapport à l'utilisation de la classe texturale seule. La considération de la classe texturale ainsi que de la teneur en carbone organique fournirait une précision intermédiaire (Rawls *et al.* 2003), indiquant que la possession d'une information sur la teneur en carbone organique malgré une absence de la granulométrie précise peut tout de même améliorer les estimations de réserve utile.

L'utilisation des classes de texture réduit la gamme de valeurs de réserves utiles, avec une sous-estimation possible dans certains cas, sans doute attribuable à une forte teneur en carbone organique ou à une très forte teneur en argile comme exposé précédemment. De la même façon, l'utilisation de classes estimées peut surestimer certaines valeurs, probablement lorsque l'erreur d'estimation de la texture est prononcée et la teneur en sable sous-estimée, comme présenté précédemment.

Si utiliser les classes de texture réelles plutôt que la granulométrie et la teneur en carbone fournit des valeurs de réserve utile significativement différentes, utiliser les classes de texture estimées au toucher ne semble pas générer beaucoup d'erreurs hautement significatives d'estimation de la réserve utile par rapport aux classes de texture réelle, si ce n'est que la fréquence des très fortes erreurs est un peu plus élevée.

5. Conclusion

Les résultats présentés dans cette étude indiquent qu'il est possible d'associer des valeurs de réserve utile obtenues à partir de classes de texture estimées au toucher et des valeurs de réserve utile obtenues à partir de classes de texture « réelles » issues d'analyses granulométriques réalisées. En revanche, il est déconseillé d'associer des valeurs de réserves utiles obtenues à partir de classes de texture estimées et des valeurs de réserve utile obtenues à partir de mesures de carbone et de granulométrie précises. En effet, les fonctions de pédotransfert utilisant la granulométrie et la teneur en carbone organique demeurent plus précises par rapport à l'utilisation uniquement des classes de texture.

Si la qualité d'estimation de la texture est importante pour l'estimation de la réserve utile, les résultats ont par ailleurs montré qu'une estimation passable ne générerait pas forcément une erreur considérable. Ceci implique qu'il est important d'améliorer la reconnaissance de la texture sur le terrain par les utilisateurs mais surtout, il est fondamental de développer des critères de reconnaissance permettant d'identifier de façon claire la fraction granulométrique dominante (sable, limon, argile ou équilibre entre les 3), de façon à limiter les estimations aberrantes.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

II. Outils d'harmonisation de la teneur en carbone organique des sols et de sa distribution

1. Objectif de l'étude

La variabilité des méthodes de mesure de la teneur en carbone organique des sols ne permet pas toujours une comparaison directe de données obtenues selon différentes méthodes. L'efficacité d'extraction du carbone organique est en effet variable d'une technique de mesure à une autre. Pour les sols forestiers français, deux méthodes ont été majoritairement utilisées pour analyser la quantité de carbone organique ; il s'agit de la méthode Anne (norme NF X31-109) pour les études les plus anciennes et de la méthode par combustion sèche (norme ISO 10694 : 1995) pour les études plus récentes. Cette dernière est aujourd'hui la méthode de référence préconisée par le projet GlobalSoilMap et est très souvent utilisée comme méthode de référence pour la construction de fonctions d'harmonisation (GlobalSoilMap 2011). Il s'agira donc dans un premier temps d'essayer de construire des relations entre les teneurs en carbone obtenues via ces deux méthodes de mesure, en vue d'utiliser conjointement les valeurs des teneurs en carbone organique de différentes études dans une base finale unique.

La distribution de la teneur et/ou du stock de carbone avec la profondeur est également une question très étudiée. Les fonctions spline à masse constante (Ponce-Hernandez *et al.* 1986, Bishop *et al.* 1999) peuvent permettre d'estimer les valeurs moyennes de certaines propriétés de sol sur des couches de profondeur choisies à partir des mesures de ces propriétés de sol sur des couches de profondeur avec des limites différentes. D'une certaine façon, elles pourraient donc aussi permettre d'estimer les propriétés de sol pour un horizon manquant à partir des données disponibles sur des horizons inférieurs et supérieurs. Rien n'indique en revanche l'incertitude et l'erreur potentielle associées à une telle estimation ; c'est pourquoi cette étude tente d'étudier la performance de ces fonctions spline à masse constante dans l'estimation de la teneur en carbone organique de certains horizons manquants.

Dans le cas d'études pour lesquelles la teneur en carbone organique n'est mesurée que superficiellement, par exemple sur la couche 0-10cm (Gégout *et al.* 2005 pour les sols forestiers français), il serait intéressant de pouvoir récupérer de l'information sur la teneur en carbone organique plus en profondeur à partir de la teneur en carbone de surface et des variables écologiques disponibles. Le développement d'un modèle d'extrapolation de la concentration en carbone organique à différentes profondeurs à partir de la teneur mesurée sur la couche 0-10cm et de covariables environnementales est donc également à l'étude.

2. Matériel et méthodes

Données pédologiques

Les données utilisées sont issues de deux sources distinctes : la base de données BioSoil, déjà évoquée précédemment (*cf.* I) et la base de données RENECOFOR.

RENECOFOR

Les données utilisées pour la comparaison de la teneur en carbone obtenue selon deux méthodes (méthode Anne versus combustion sèche) sont issues de la deuxième campagne d'échantillonnage réalisée de 2007 à 2012 en France dans le cadre du réseau Européen de suivi à long terme des écosystèmes forestiers RENECOFOR (Réseau National de suivi à long terme des ECOSystèmes FORestiers). Sur les 102 placettes recensées, 5 points ont été analysés sur 3 profondeurs systématiques 0-10cm, 10-20cm et 20-40cm, chaque échantillon analysé étant un échantillon composite issu de 5 prélèvements. Seuls les échantillons des couches 10-20 et 20-40cm ont été sélectionnés, la teneur en carbone n'étant pas mesurée selon

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

les deux méthodes sur la couche 0-10cm. Sur les 1020 échantillons ainsi à disposition, 998 ont été utilisés dans la comparaison directe entre la teneur en carbone obtenue par les deux méthodes et 904 dans le modèle forêt aléatoire en raison d'un certain nombre de données manquantes sur d'autres paramètres.

La teneur en carbone organique est d'une part analysée par combustion sèche (norme ISO 10694 : 1995), le principe consistant en la transformation en totalité du carbone de l'échantillon en CO₂ par combustion aux alentours de 1000°C en présence d'O₂, avec correction de la teneur en carbonates minéral (élimination au préalable des carbonates ou soustraction a posteriori de la teneur en carbonates multipliée par 0.12). D'autre part, la teneur en carbone est mesurée par la méthode Anne (norme NF X31-109) consistant en le dosage direct du carbone organique par colorimétrie après oxydation de la matière organique par du bichromate de potassium en excès, en milieu sulfurique à 135°C. Cette méthode, longtemps très utilisée, possède entre autres l'avantage de ne pas nécessiter de mesure de la teneur en carbonates. Néanmoins, l'utilisation de produits considérés dangereux pour la santé humaine a entraîné une diminution de l'utilisation de cette méthode. Les teneurs en carbone considérées sont exprimées en g.kg⁻¹.

D'autres paramètres chimiques relevés sont utilisés : la teneur en azote totale obtenue par la méthode de Kjeldahl modifiée (norme ISO 11261:1995 ; g.kg⁻¹), la densité apparente (g.cm⁻³), les teneurs en aluminium et fer libre (g.kg⁻¹) obtenues par la méthode Tamm en obscurité, la teneur en eau résiduelle (g.kg⁻¹) mesurée par séchage à 105°C sur sol séché à l'air (norme ISO 11465 : 1993), les teneurs en aluminium, sodium, potassium, magnésium, calcium, manganèse et acidité échangeable (cmol(+).kg⁻¹) obtenues par extraction au BaCl₂ à 0.1 mol.L⁻¹ (norme ISO 11260 : 2011), les teneurs en argile, limon et sable (g.kg⁻¹), la teneur en phosphore assimilable obtenue par la méthode Dyer (gP₂O₅.kg⁻¹), le pH(H₂O) et pH(CaCl₂), la masse d'éléments grossiers (> 2 mm ; g) ainsi que la teneur en carbonates totale (gCaCO₃.kg⁻¹).

BioSoil

Afin d'étudier l'incertitude générée lors de l'utilisation de fonctions spline pour combler les vides d'une base de données, 290 placettes de la base de données BioSoil ont été sélectionnées car possédant un échantillonnage complet jusqu'à 80cm de profondeur sur les couches de sol systématiques 0-10cm, 10-20cm, 20-40cm et 40-80cm pour la teneur en carbone organique (g.kg⁻¹).

Concernant l'établissement de modèles d'évolution de la distribution de la teneur en carbone organique selon la profondeur, 261 profils furent sélectionnés car possédant également un échantillonnage complet de la teneur en carbone organique jusqu'à 80cm de profondeur (g.kg⁻¹) ainsi qu'une absence de données manquantes sur les différentes covariables testées.

Les covariables environnementales sont issues des relevés écologiques effectués par l'IGN-IFN lors de la campagne de prélèvement de sol. Pour certaines de ces covariables, des regroupements furent opérés afin de réduire le nombre de classes et d'augmenter les effectifs pour ces différentes classes d'après les grands regroupements effectués dans les clés de détermination de l'IGN-IFN (IGN 2012):

- le **type d'humus** (classes : mull, moder, mor, amphimus) (IGN 2012, clé de détermination)
- le **type de sol** (classes : sol hydromorphe, sol faiblement hydromorphe, sol jeune, sol carbonaté, sol podzolisé, sol brunifié, sol rouge méditerranéen) (IGN 2012, clé de détermination)
- la **nature de la roche mère** (classes : roche carbonatée meuble, roche argileuse carbonatée sédimentaire, roche calcaire cohérente, dolomie, roche siliceuse meuble, roche argileuse sédimentaire, roche siliceuse cohérente feuilletée, roche siliceuse cohérente constituée de

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

grains de silice pure de quartz, roche siliceuse cohérente constituée d'une pâte vitreuse, roche siliceuse cohérente entièrement cristallisée) (IGN 2012, clé de détermination)

- un regroupement selon la **nature carbonatée ou non de la roche mère**
- la **grande région écologique** (GRECO) déterminée par l'IGN-IFN selon des critères climatiques, géologiques et topographiques (IFN 2009, carte en Annexe III) (classes : Grand Ouest cristallin et océanique, Centre Nord semi-océanique, Grand Est semi-continentale, Vosges, Jura, Sud-Ouest océanique, Massif Central, Alpes, Pyrénées, Méditerranée, Corse)
- l'**essence forestière dominante** déterminée par calcul de la surface terrière dominante, la surface terrière d'une essence correspondant à la surface de toutes les sections transversales des troncs, à 1,30 m de hauteur, des arbres de cette essence présents (classes : Bouleau, Charme, Châtaignier, Chêne, Douglas, Epicéa, Erable, Frêne, Hêtre, Mélèze, Peuplier, Pin, Sapin ainsi que deux regroupements d'essences moins communes sous les libellés « autres caduques » et « autres persistants »)
- un regroupement des essences forestières selon leur **nature caduque ou persistante**
- la **profondeur d'apparition de taches d'oxydation de faible intensité (<25%)**, d'un **horizon gley** ou d'un **horizon à très fort degré d'hydromorphie** (pseudogley) ou leur absence (cm)
- le **taux de couvert des ligneux de plus de 2m de hauteur** (classes : 0-5%, 5-15%, 15-25%, 25-35%, 35-45%, 45-55%, 55-65%, 65-75%, 75-85%, 85-95%, 95-100%)
- la **structure du peuplement** (classes : futaie régulière, futaie irrégulière, mélange de futaie et taillis, taillis)
- la **hauteur moyenne** des 5 plus gros arbres vivants de la placette (m)
- la **classe d'âge** de la classe d'arbre dominante (classes : 0-20ans, 21-40ans, 41-60ans, 61-80ans, 81-100ans, +100ans, irrégulier)
- la **surface terrière totale** (m²/ha)
- la **pente moyenne** de la placette (%)
- le **diamètre quadratique moyen** (Dg ; cm) estimé d'après la formule $Dg = \sqrt{\frac{40000 \times G}{N \times \pi}}$ avec

G la surface terrière totale en m²/ha et N le nombre total de tiges /ha

- la **profondeur maximale** prospectée (cm)

Il est à noter que pour les variables relatives au peuplement et aux calculs de surface terrière, seuls les arbres avec un diamètre supérieur ou égal à 10cm ont été pris en compte.

Par ailleurs, la **teneur en carbone organique de la couche 0-10cm** (g.kg⁻¹) est également utilisée comme covariable, posant l'hypothèse qu'elle détermine en partie la répartition de cette teneur avec la profondeur et qu'elle est disponible dans la base de données à compléter.

Traitement des données

Les données sont traitées via le logiciel de statistiques R (R Core Team 2015, version 3.1.3 et plus), avec l'utilisation de différents packages.

L'utilisation du package *randomForest* (version 4.6-10 et plus, Liaw and Wiener 2002) permet l'utilisation de modèles « forêt aléatoire » ou « forêt d'arbres de décision ». Ces modèles (Breiman 2001) sont des techniques par apprentissage automatique pouvant à la fois utiliser des variables quantitatives ou catégoriques dans des modèles qui sont alors soit de type régression ou classification. Le principe de ces modèles consiste en la construction d'un ensemble d'arbres de décision à partir de sous-échantillons sélectionnés de façon aléatoire, chaque nœud de chaque arbre étant ensuite construit à partir d'un sous-ensemble de variables sélectionné. L'utilisation de ces modèles peut entre autres permettre de déterminer l'ordre d'importance des variables dans le processus de régression ou de classification, c'est pourquoi cette technique par apprentissage est utilisée dans cette étude.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

La fonction *mpspline* du package *GSIF* (version 0.4-4 et plus, Hengl 2014) a été utilisée dans le cadre de l'étude de l'incertitude générée lorsque l'on cherche à combler certaines données manquantes sur un profil de sol à partir de fonctions spline à masse constante. La valeur du paramètre λ est fixée à 0.1 comme souvent préconisé (Bishop *et al.* 1999).

Enfin, l'utilisation du package *FactoMineR* (version 1.29 et plus, Lê *et al.* 2008) permet de réaliser une classification hiérarchique en composantes principales suite à une analyse en composantes principales (ACP) sur les données de distribution de la teneur en carbone organique afin de déterminer des classes de profils les plus homogènes possibles.

3. Démarche de l'étude

Construction de fonctions d'harmonisation entre les teneurs en carbone obtenues selon la méthode Anne et par combustion sèche

Des modèles de régression linéaire sont testés afin de trouver la meilleure équation possible entre la teneur en carbone obtenue par combustion sèche et celle obtenue par la méthode Anne. Afin d'améliorer la situation de non normalité et d'hétéroscédasticité alors observée (*cf* résultats), une transformation par logarithme à base 10 est appliquée à ces teneurs.

Dans le but d'améliorer le modèle, les variables importantes permettant la prédiction de la teneur en carbone organique obtenue par combustion sèche sont choisies après conduction d'un modèle « forêt aléatoire ».

En plus du R^2 associé aux modèles, le RMSE est calculé à partir de la formule suivante :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{pred} - y_{obs})^2}$$

n : nombre d'observations

y_{pred} : teneur en carbone organique par combustion sèche prédite à partir du modèle en cours testé (g.kg^{-1}) (teneur reconvertie à partir de la valeur du logarithme estimée par le modèle) ou prédite à partir de la teneur en carbone organique par la méthode Anne dans le cas de la comparaison initiale (g.kg^{-1})

y_{obs} : teneur en carbone organique par combustion sèche observée (g.kg^{-1})

Enfin, pour les modèles à plusieurs variables, le choix du meilleur modèle est porté sur celui présentant le plus faible critère d'information d'Akaike (AIC).

Etude de l'erreur potentielle générée lors de l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour prédire des données manquantes

Les analyses de la teneur en carbone organique sont disponibles sur les couches standards 0-10cm, 10-20cm, 20-40cm et 40-80cm (g.kg^{-1}). Successivement, l'une des teneurs de l'une de ces couches est retirée et la fonction spline ajustée au profil afin d'interpoler la valeur manquante de la couche préalablement retirée. Une comparaison entre la valeur interpolée par la fonction spline et la teneur originelle mesurée permet alors d'estimer le pourcentage d'erreur potentiel généré :

$$100 \times \frac{\text{teneur en carbone prédite par la fonction spline} - \text{teneur en carbone mesurée}}{\text{teneur en carbone mesurée}}$$

Afin d'estimer l'erreur due au simple ajustement de la fonction spline, la fonction spline est également ajustée à l'ensemble des teneurs en carbone organique des 4 couches de sol, puis les valeurs fournies par la fonction spline comparées à celles mesurées.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Construction de modèles d'extrapolation de la teneur en carbone organique avec la profondeur

Plusieurs types de modèles existent afin de modéliser l'évolution de la teneur en carbone organique avec la profondeur. L'exponentielle décroissante est le modèle le plus fréquemment utilisé (Minasny *et al.* 2006) et est intéressant car il permet de résumer certains profils de sol en seulement 3 paramètres. Néanmoins, ce modèle manque de flexibilité et une quelconque variation brutale locale de la propriété de sol étudiée affecte sa qualité d'ajustement sur le reste du profil (Webster 1978).

Les fonctions spline à masse constante sont des fonctions polynômiales par morceaux à bien plus forte flexibilité. Néanmoins, la modélisation de ces fonctions nécessite un nombre de paramètres très élevé, ce qui rend par la suite la prédiction de ces paramètres à partir de covariables environnementales compliquée.

Le recours à des modèles s'avérant ici limité, la deuxième façon de procéder est donc de prédire directement la teneur en carbone organique à différentes profondeurs (10-20cm, 20-40cm, 40-80cm) à partir des covariables environnementales. Cependant, comme les valeurs de carbone sont extrêmement variables entre les profils, il est choisi de travailler sur la distribution de celle-ci. En effet, le passage en distribution relative (pourcentages de la teneur en carbone organique relatifs à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm) permet d'obtenir une gamme de profils de distribution plus faible et d'étudier des classes de profils de sol montrant une distribution du carbone similaire.

Les pourcentages de la teneur en carbone organique des couches 10-20cm, 20-40cm et 40-80cm sont obtenus par un rapport de leur teneur en carbone organique sur celle de la couche 0-10cm. Les pourcentages des couches 10-20cm, 20-40cm et 40-80cm sont respectivement référés sous les abréviations d15, d30 et d60.

Afin d'établir une typologie des profils de distribution de la teneur en carbone organique, une classification après réalisation d'une analyse en composantes principales (ACP) est opérée sur d15, d30 et d60 à partir des 260 points ayant pu être échantillonnés jusqu'à 80cm de profondeur. Le choix du nombre de classes est laissé à détermination automatique par le package R qui l'optimise, mais ce choix est tout de même imposé à un nombre entre 5 et 8 classes. La classification générée fournit ainsi 6 classes. Dans un second temps, afin de déterminer si un nombre plus important de classes améliorerait la précision et la détermination des profils de distribution en fonctions des différentes covariables, un nombre de classes entre 9 et 12 est imposé, ce qui génère ainsi 9 classes.

Une fois les classes déterminées, l'objectif est de pouvoir essayer de les prédire à partir de covariables environnementales. Ceci permettrait ainsi de déterminer un profil type de distribution de la teneur en carbone pour un ensemble de covariables observées sur le terrain. Pour ce faire, un modèle « forêt aléatoire » de type classification à l'aide de la fonction *randomForest* est effectué avec un effectif de 500 arbres. La matrice de confusion permet d'estimer la bonne identification ou non des classes, et de conclure quant au fonctionnement ou non de la méthode.

Dans un second temps, des modèles « forêt aléatoires » sont appliqués séparément aux variables d15, d30 et d60 afin de déterminer les variables les plus importantes expliquant leur variation. Puis, une fois ces variables identifiées, des modèles linéaires incluant ces variables sont testés.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

4. Résultats

Construction de fonctions d'harmonisation entre les teneurs en carbone obtenues selon la méthode Anne et par combustion sèche

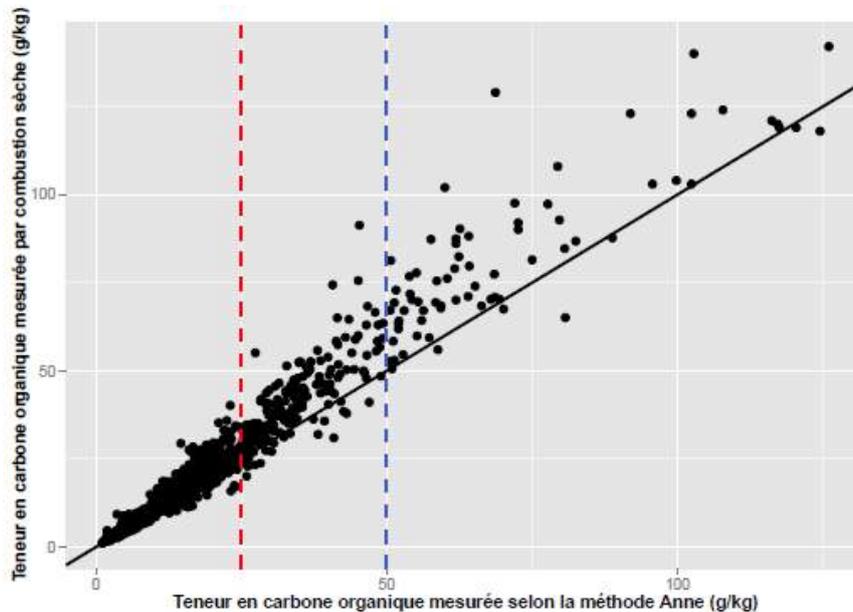


Figure 8 – Comparaison des teneurs en carbone organique mesurées par combustion sèche ou selon la méthode Anne. La droite tracée représente la relation identité $y = x$.

Il semble exister une relation linéaire entre la teneur en carbone mesurée par la méthode Anne et par combustion sèche (figure 8) ; néanmoins les deux méthodes d'analyse ne semblent pas équivalentes puisque cette relation s'éloigne de la relation simple $y = x$ quand la teneur en carbone augmente. En l'occurrence, la méthode Anne semble sous-estimer presque en permanence la teneur en carbone organique telle que déterminée par combustion sèche.

Par ailleurs, il apparaît une hétéroscédasticité marquée, avec l'augmentation forte de la différence entre teneur en carbone organique déterminée par la méthode Anne ou par combustion sèche lorsque la teneur en carbone organique augmente. En effet, une erreur quadratique moyenne (RMSE) entre les teneurs obtenues par les deux méthodes (une hypothèse d'égalité entre celles-ci étant posée) de 3.18 g.kg^{-1} (sur 742 mesures) pour des teneurs en carbone selon la méthode Anne inférieures ou égales à 25 g.kg^{-1} (verticale rouge), un RMSE de 10.21 g.kg^{-1} (sur 190 mesures) pour des teneurs en carbone selon la méthode Anne entre 25 et 50 g.kg^{-1} (verticale bleue) et un RMSE de 17.63 g.kg^{-1} (sur 71 mesures) pour des teneurs en carbone selon la méthode Anne supérieures à 50 g.kg^{-1} ont été relevés.

La qualité d'ajustement par régression linéaire pour la prédiction du logarithme de la teneur en carbone organique par combustion sèche à partir du logarithme de la teneur en carbone organique par la méthode Anne est variable mais globalement relativement bonne (supérieure à 0.66) (tableau 9). L'utilisation d'équations linéaires semble ainsi améliorer la relation entre teneurs en carbone obtenues par les deux méthodes comme en témoignent les RMSE plus faibles que ceux obtenus par comparaison directe. Néanmoins, l'augmentation de la différence entre les teneurs obtenues selon les deux méthodes lorsque la teneur en carbone organique augmente est toujours visible.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Tableau 9 : résultats des régressions linéaires simples effectuées entre les logarithmes à base 10 de la teneur en carbone organique mesurée par combustion sèche et par la méthode Anne (log(carbone combustion sèche) ~ log(carbone méthode Anne))

Teneur en carbone organique selon la méthode Anne [X]	Paramètres	Estimate	Standard error	Pr(> t)	Significativité	R ²	p-value	RMSE (g.kg ⁻¹)
[X] ≤ 25 g.kg ⁻¹	Intercept	-0.0045	0.0121	0.709		0.92	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	2.80 (742)
	Log(Carbone_Anne)	1.0309	0.0113	< 2 x 10 ⁻¹⁶	***			
25 g.kg ⁻¹ < [X] ≤ 50 g.kg ⁻¹	Intercept	-0.1100	0.0901	0.224		0.66	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	6.83 (190)
	Log(Carbone_Anne)	1.1225	0.0590	< 2 x 10 ⁻¹⁶	***			
[X] > 50 g.kg ⁻¹	Intercept	0.4448	0.1180	0.0003	***	0.69	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	11.96 (71)
	Log(Carbone_Anne)	0.7978	0.0642	< 2 x 10 ⁻¹⁶	***			
Modèle global	Intercept	-0.0279	0.0087	0.0015	**	0.96	< 2.2 x 10 ⁻¹⁶	5.49 (1003)
	Log(Carbone_Anne)	1.0572	0.0070	< 2 x 10 ⁻¹⁶	***			

L'étude de la relation entre les teneurs en carbone obtenues par les deux méthodes par un modèle « forêt aléatoire » a notamment permis d'en déterminer les variables les plus importantes, à savoir la teneur en azote, la densité apparente de la terre fine, les teneurs en aluminium et fer libre ainsi que la teneur en eau résiduelle (figure 9).

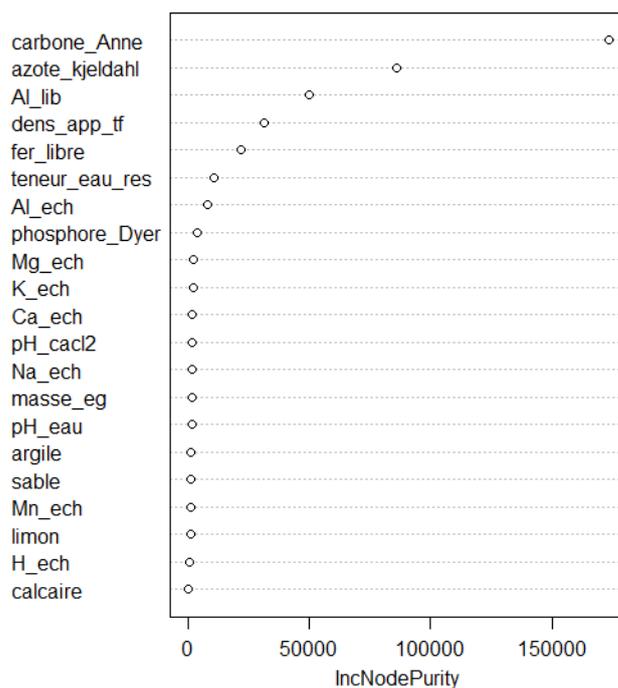


Figure 9 – Mesure de l'importance des variables dans l'explication de la teneur en carbone organique mesurée par combustion sèche obtenue par un modèle « forêt aléatoire »

L'injection des variables les plus importantes dans un modèle régression linéaire permet d'établir de nouveaux modèles de passage de la teneur en carbone obtenue par la méthode Anne en teneur en carbone équivalente obtenue par combustion sèche. Selon le nombre de variables incluses, la précision obtenue est plus ou moins bonne mais la complexité du modèle et son applicabilité en sont également affectées.

Du modèle complet log(Carbone combustion sèche) ~ log(Carbone Anne) x Azote x Densité apparente x Al libre x Fe libre x teneur eau résiduelle, les interactions jugées non significatives lors de l'application du critère de sélection d'Akaike (Annexe IV) sont retirées ;

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

les performances des nouveaux modèles ainsi sélectionnés sont meilleures (tableau 10) que celles des modèles sans covariables (tableau 9).

Tableau 10 : performance des modèles de régressions linéaires sélectionnés avec les variables les plus importantes ($\log(\text{Carbone combustion sèche}) \sim \log(\text{Carbone Anne}) \times \text{Azote} \times \text{Densité apparente} \times \text{Al libre} \times \text{Fe libre} \times \text{teneur eau résiduelle}$) et après application du critère de sélection d'Akaike pour retirer les interactions non significatives

Teneur en carbone organique selon la méthode Anne [X]	R ²	p-value	RMSE (g.kg ⁻¹)
$[X] \leq 25 \text{ g.kg}^{-1}$	0.95	$< 2.2 \times 10^{-16}$	2.01 (741)
$25 \text{ g.kg}^{-1} < [X] \leq 50 \text{ g.kg}^{-1}$	0.81	$< 2.2 \times 10^{-16}$	3.94 (187)
$[X] > 50 \text{ g.kg}^{-1}$	0.75	0.036	3.14 (70)
Modèle global	0.97	$< 2.2 \times 10^{-16}$	3.83 (998)

Par ailleurs, si l'on utilise le modèle complet déterminé ici sur la totalité des observations (RMSE global de 3.83 g.kg⁻¹), un RMSE de 2.11 g.kg⁻¹ pour des teneurs en carbone selon la méthode Anne inférieures à 25 g.kg⁻¹, un RMSE de 4.97 g.kg⁻¹ pour des teneurs entre 25 et 50 g.kg⁻¹ et un RMSE de 9.78 g.kg⁻¹ pour des teneurs supérieures à 50 g.kg⁻¹ sont relevés, indiquant que le mieux est donc de procéder avec les modèles par portions.

L'amélioration de la prédiction du logarithme de la teneur en carbone organique obtenue par combustion sèche après ajout de la teneur en azote, de la densité apparente, des teneurs en aluminium et fer libre et de la teneur en eau résiduelle est particulièrement importante pour les teneurs en carbone très élevées (teneurs en carbone selon la méthode Anne supérieures à 50 g.kg⁻¹).

L'augmentation des RMSE lorsque les interactions d'ordre supérieur à 2 sont retirées du modèle par rapport à ceux trouvés précédemment, en particulier pour les teneurs en carbone selon la méthode Anne supérieures à 25 g.kg⁻¹, semble indiquer l'importance des interactions multiples au-delà de l'ordre 2 dans les modèles (tableaux 10 et 11).

Tableau 11 : performance des modèles de régressions linéaires avec les variables les plus importantes et limités aux interactions d'ordre 2

Teneur en carbone organique selon la méthode Anne [X]	R ²	p-value	RMSE (g.kg ⁻¹)
$[X] \leq 25 \text{ g.kg}^{-1}$	0.94	$< 2.2 \times 10^{-16}$	2.19 (741)
$25 \text{ g.kg}^{-1} < [X] \leq 50 \text{ g.kg}^{-1}$	0.78	$< 2.2 \times 10^{-16}$	4.65 (187)
$[X] > 50 \text{ g.kg}^{-1}$	0.75	7.59×10^{-12}	9.54 (70)
Modèle global	0.97	$< 2.2 \times 10^{-16}$	4.22 (998)

Erreur potentielle générée lors de l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour prédire des données manquantes

Les pourcentages d'erreur d'estimation des teneurs en carbone par la fonction spline due uniquement à l'ajustement de la fonction aux valeurs discrètes sont non négligeables (tableau 12).

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Tableau 12 : pourcentages d'erreur d'estimation des teneurs en carbone par la fonction spline due uniquement à l'ajustement de la fonction aux valeurs discrètes

%	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Minimum	-4.7	-7.7	-6.2	-3
1 ^{er} quartile	-2.9	1.3	0.2	0.4
Médiane	-2.2	3.1	1.4	1.1
Moyenne	-2.2	4.1	1.5	1.6
3 ^e quartile	-1.6	5.7	2.5	2.2
Maximum	14.3	34.6	23.9	45.6

Malgré la flexibilité de la fonction spline, son ajustement semble générer une certaine incertitude, en moyenne relativement faible, mais qui pour certaines couches peut représenter de 14 à 46%.

Les pourcentages d'erreur d'estimation de la teneur en carbone en certaines couches manquantes à partir de la fonction spline par rapport à la teneur réelle mesurée sont élevés (tableau 13).

Tableau 13 : distribution des pourcentages d'erreur d'estimation des teneurs en carbone par la fonction spline par rapport aux teneurs mesurées ; la première ligne indique les couches de sol pour lesquelles les teneurs en carbone ont été retirées du jeu de données avant d'ajuster la fonction spline et de procéder à l'estimation par celle-ci des teneurs en carbone des couches indiquées sur la deuxième ligne.

Couche(s) retirée(s) du jeu de données	0-10cm	10-20cm	20-40cm	0-10cm et 20-40cm	10-20cm et 20-40cm
Couche estimée	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	0-10 cm	20-40 cm
Minimum	-85.9	-72.1	-89.9	-80.1	-78.8
1 ^{er} quartile	-52.5	9.3	-0.8	-53.7	14.4
Médiane	-40.3	25.8	16.7	-41.7	35.6
Moyenne	-39.6	35	18.3	-41.0	39.1
3 ^e quartile	-29.6	49.6	31.8	-31.6	55.8
Maximum	264.1	318.5	325.5	242.2	394

Les résultats montrent donc clairement un pourcentage d'erreur non négligeable quel que soit la couche de sol considérée lorsque la fonction spline est utilisée dans un but de prédiction de valeurs manquantes. Si l'erreur est élevée en moyenne quel que soit la couche, il apparaît également que dans certains cas l'erreur puisse être réellement conséquente (extrema très élevés).

La teneur en carbone de la couche 0-10cm a presque toujours tendance à être fortement sous-estimée alors que celle des autres couches est généralement surestimée. Lorsque les teneurs en carbone d'une seule couche sont manquantes et prédites, on remarque que l'erreur de prédiction diminue avec la profondeur (surestimation de 18% en moyenne pour l'horizon 20-40cm contre une surestimation de 35% ou une sous-estimation de 40% en moyenne pour les couches 10-20cm et 0-10cm respectivement). Par ailleurs, les erreurs apparaissent plus fortes dès lors que les données de deux couches sont manquantes et à prédire, en particulier lorsque ces deux couches sont consécutives.

Modèles d'extrapolation de la teneur en carbone organique avec la profondeur

Les résultats de l'ACP conduite sur d15, d30 et d60 montrent la possibilité de résumer 87.61% de la variabilité des individus sur le plan factoriel déterminé par les deux premières dimensions. C'est d30 qui est la plus fortement corrélée à la dimension 1, malgré une contribution relativement égale des 3 variables (figure 10). La contribution de d30 à l'axe 2 est en revanche quasi nulle, tandis que les contributions de d15 et d60 sont pratiquement égales. Cependant, le sens n'est pas le même puisque d60 semble positivement corrélé et d15

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

négativement corrélé à la dimension 2 (figure 10). d15 et d60 étant relativement mal projetées sur la dimension 2 ($\cos^2 = 0.264$ et 0.297 respectivement), les conclusions sont à considérer avec précaution.

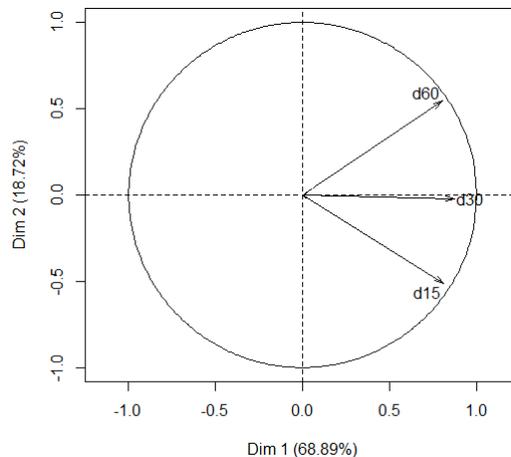
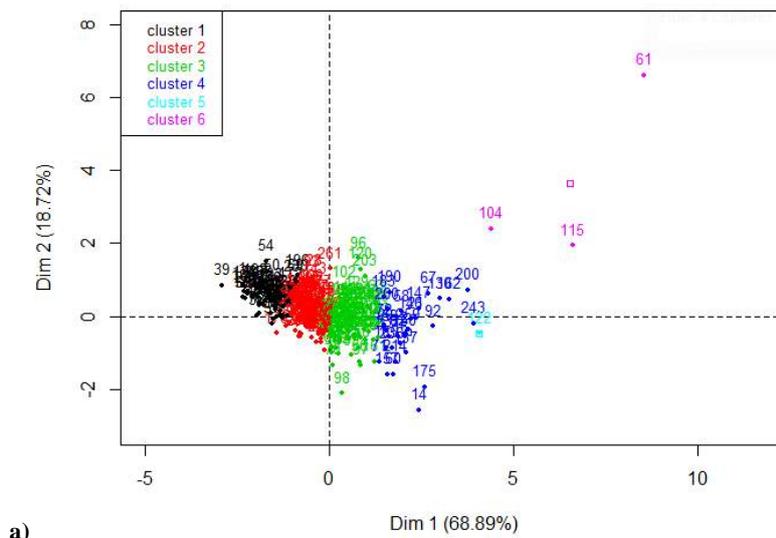


Figure 10 – Représentation des variables sur le plan factoriel déterminé par les deux premières dimensions suite à l'ACP réalisée sur d15, d30 et d60

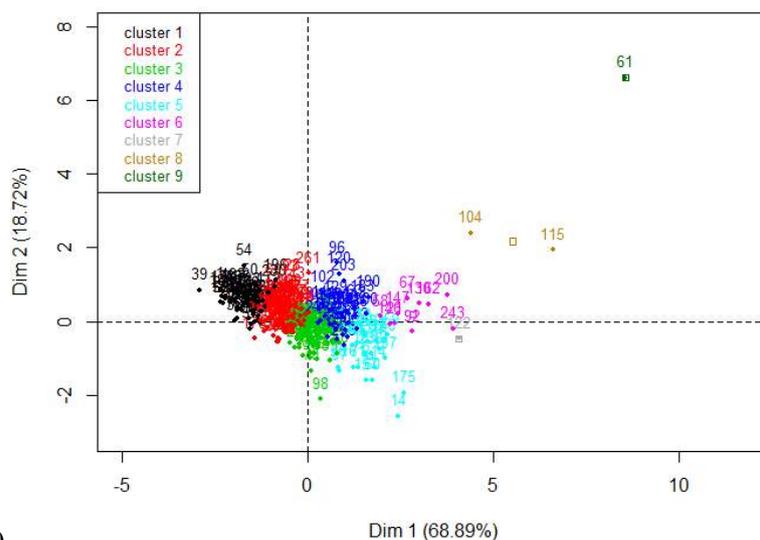
La projection des individus le long de l'axe 1 discrimine ainsi les individus selon d30 avec une augmentation de d30 lorsque la position de l'individu sur l'axe augmente. Concernant l'axe 2, les individus situés dans la partie supérieure ont tendance à présenter un pourcentage de teneur en carbone dans la couche 40-80cm plus élevé tandis que ceux de la partie inférieure ont tendance à posséder un pourcentage de teneur en carbone dans la couche 10-20cm plus élevé.

La répartition des individus selon les deux premières dimensions et leur appartenance aux différentes classes déterminées (figures 11a et 11b) montre une très bonne discrimination entre les différents types de profil de teneur en carbone selon la profondeur.



a)

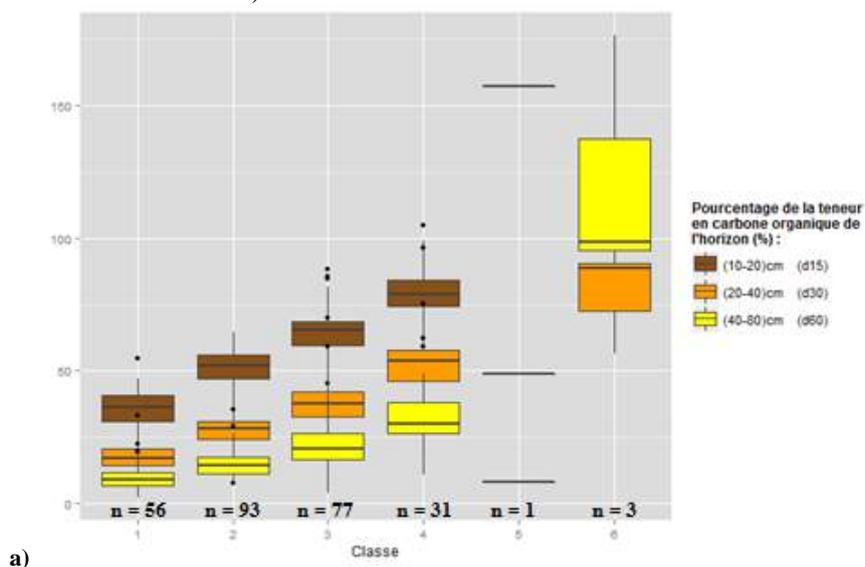
Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ



b)

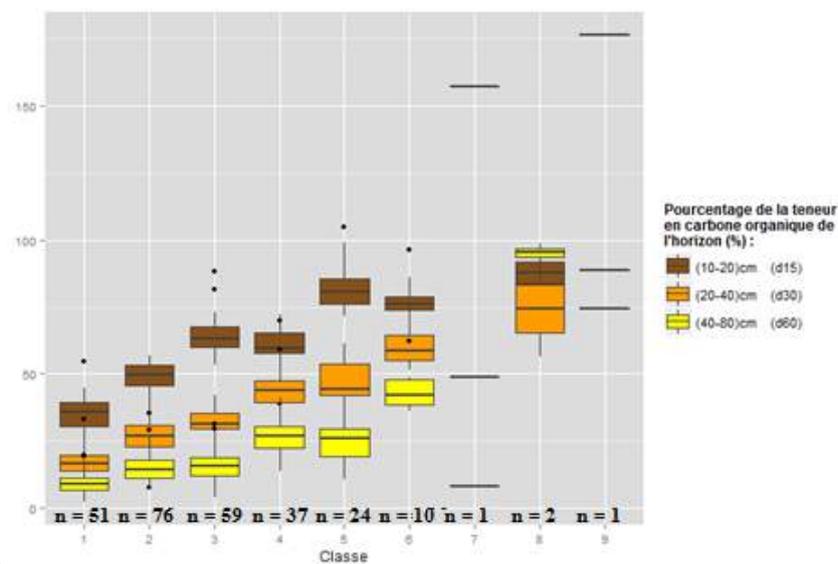
Figure 11 – Répartition des individus sur le plan factoriel déterminé par les deux premières dimensions suite à l'ACP réalisée sur d15, d30 et d60 et répartition en 6 (a) et 9 (b) classes

La distribution de la teneur en carbone organique selon les différentes classes identifiées (6 classes, figure 12a ; 9 classes, figure 12b) met en évidence une variabilité intra-classes faible, les quartiles étant assez proches de la médiane pour les différents cas. Par ailleurs, les classes présentent bien des profils discriminés les uns par rapport aux autres (variabilité inter-classes élevée).



a)

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ



b)

Figure 12 – Distribution de la teneur en carbone organique (pourcentages relatifs à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm) des 6 (a) ou 9 (b) classes identifiées

Les matrices de confusion obtenues lors de la prédiction des classes par l'ensemble des covariables environnementales, après application du modèle « forêt aléatoire », montrent une mauvaise prédictibilité des classes (tableaux 14 et 15).

Tableau 14 : matrice de confusion de la prédiction des 6 classes par un modèle forêt aléatoire comprenant toutes les covariables

Pourcentage d'erreur global							58.62%
Matrice de confusion							
	1	2	3	4	5	6	Erreur par classe
1	13	30	13	0	0	0	0.768
2	12	58	22	1	0	0	0.376
3	5	33	33	6	0	0	0.571
4	0	12	15	4	0	0	0.871
5	0	1	0	0	0	0	1.000
6	0	2	1	0	0	0	1.000

Tableau 15 : matrice de confusion de la prédiction des 6 classes par un modèle forêt aléatoire comprenant toutes les covariables

Pourcentage d'erreur global										69.73%
Matrice de confusion										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Erreur par classe
1	13	27	7	3	1	0	0	0	0	0.745
2	12	41	16	6	1	0	0	0	0	0.461
3	9	24	18	5	2	1	0	0	0	0.695
4	4	13	11	5	4	0	0	0	0	0.865
5	1	9	8	5	1	0	0	0	0	0.958
6	2	3	2	0	2	1	0	0	0	0.900
7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1.000
8	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1.000
9	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1.000

Le pourcentage d'erreur global est en effet très élevé, que le nombre de classes soit de 6 ou de 9 (> 58%). Avec un nombre de classes plus élevé, la détermination de celles-ci semble encore plus complexe (69.73% d'erreur globale).

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Seule la classe 2 sur les 6 ou 9 classes est bien prédite plus d'une fois sur deux avec un pourcentage d'erreur d'estimation de 0.38 et 0.46 respectivement. Les autres classes sont en revanche très mal estimées, en particulier les classes 5 et 6 de la classification à 6 classes et les classes 7 à 9 de la classification à 9 classes qui ne sont jamais bien identifiées.

Les résultats sur les classes de profils de distribution de la teneur en carbone n'étant pas très concluants, l'effet des différentes covariables est testé sur les pourcentages de carbone d15, d30 et d60 séparément (figure 13).

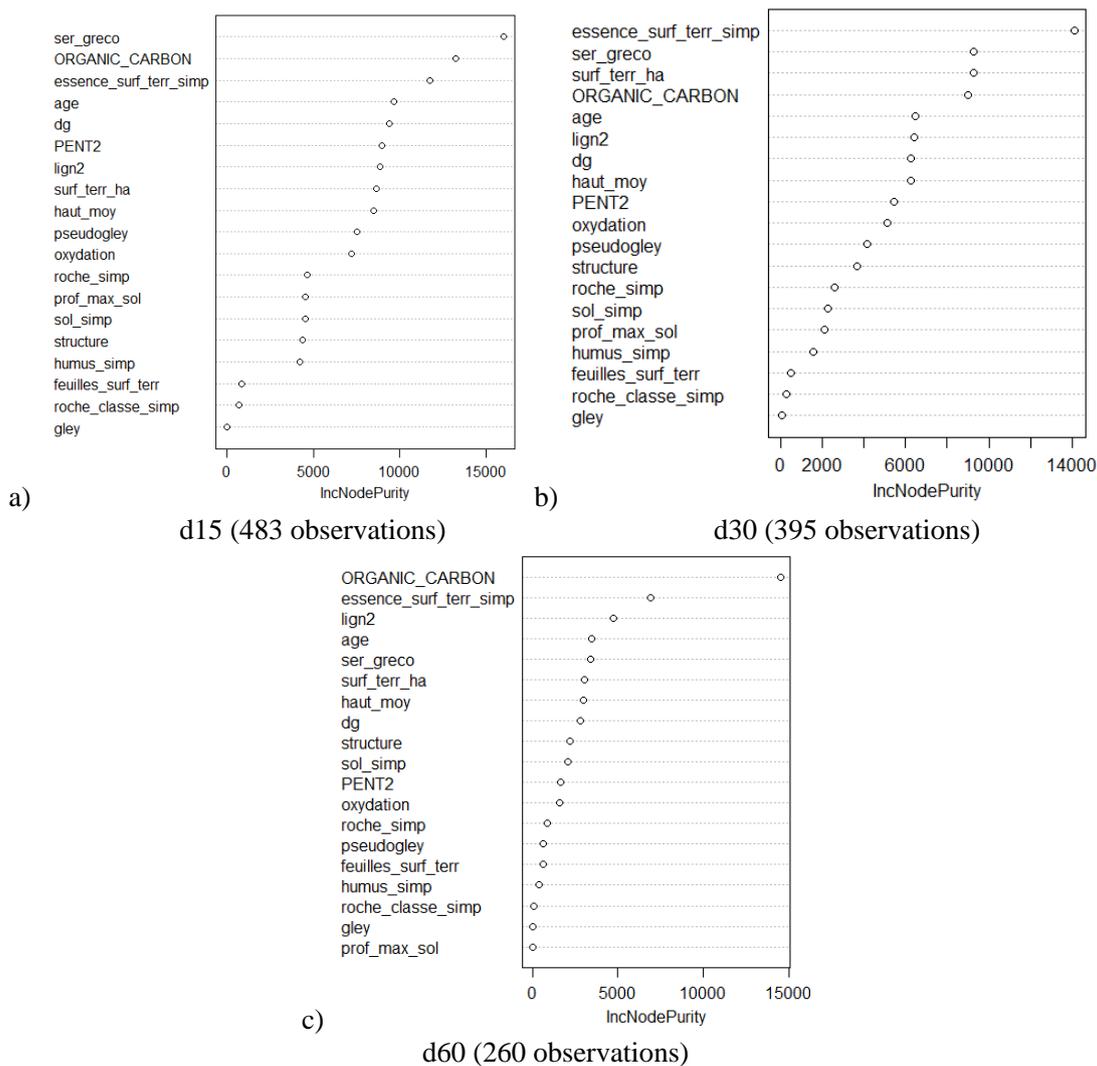


Figure 13 – Mesure de l'importance des variables dans l'explication du pourcentage de carbone organique relatif à la couche 0-10cm pour la couche 10-20cm (d15 ; a), la couche 20-40cm (d30, b) et la couche 40-80cm (d60, c) obtenus par des modèles « forêt aléatoire » ; **ORGANIC_CARBON** : teneur en carbone organique de la couche 0-10cm, **essence_surf_terr_simp** : essence forestière dominante, **lign2** : taux de couvert des végétaux ligneux de plus de 2m, **age** : classe d'âge du peuplement, **ser_greco** : grande région écologique (GRECO), **surf_terr_ha** : surface terrière totale, **haut_moy** : hauteur moyenne des 5 plus gros arbres, **dg** : diamètre quadratique moyen, **structure** : structure du peuplement, **sol_simp** : classe de sol, **PENT2** : pente moyenne, **oxydation** : profondeur d'apparition des taches d'oxydation, **roche_simp** : type de roche mère, **pseudogley** : profondeur d'apparition d'un horizon à très forte hydromorphie (pseudogley), **feuilles_surf_terr** : essence dominante à feuilles persistantes ou caduques, **humus_simp** :

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

classe d'humus, roche_classe_simp : roche mère carbonatée ou non, gley : profondeur d'apparition d'un horizon réductique (gley), prof_max_sol : profondeur du sol

Quel que soit la couche de sol, la teneur en carbone de la couche 0-10cm, la grande région écologique (GRECO), l'essence principale et la classe d'âge font partie des 5 plus importantes variables (figure 13).

Sur la couche 10-20cm, le pourcentage de carbone organique relatif à la teneur de la couche 0-10cm (d15) varie avec les grandes régions écologiques (GRECO) et semble plus élevé pour les régions montagneuses. A l'inverse, dans les régions du Grand Ouest et du Centre Nord, le pourcentage de carbone relatif à la teneur de l'horizon 0-10cm apparaît en moyenne plus faible qu'ailleurs (figure 14).

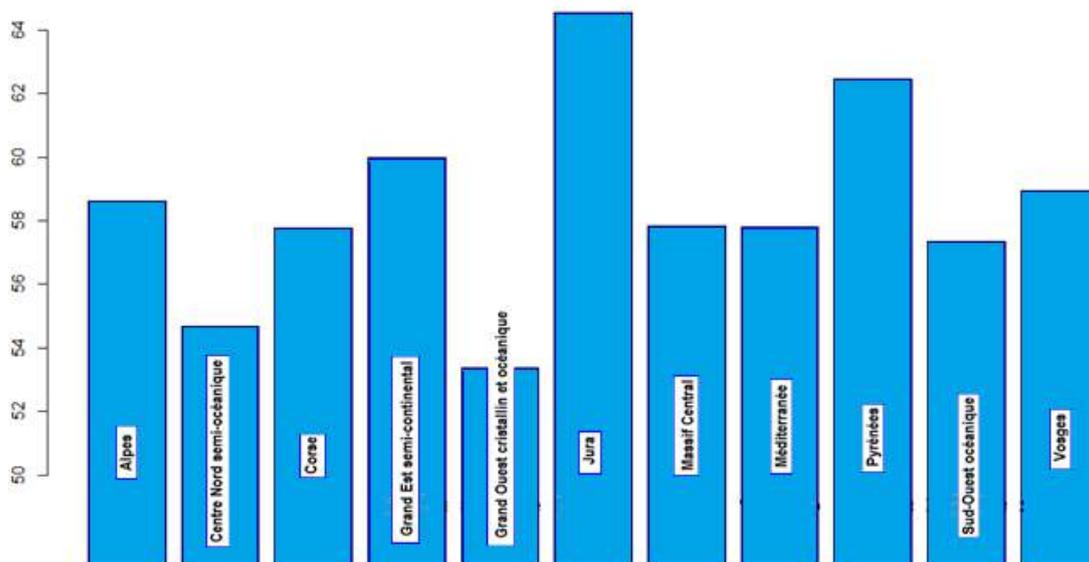


Figure 14 – Dépendance partielle à la grande région écologique (GRECO) du pourcentage de carbone organique de la couche 10-20cm relatif à la couche 0-10cm (d15)

Bien que seulement 5^e variable explicative de la variabilité de d60 (figure 13c), il est intéressant de regarder la dépendance partielle de d60 à la grande région écologique (figure 15) afin de pouvoir comparer ce résultat à celui obtenu plus en surface (figure 14).

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

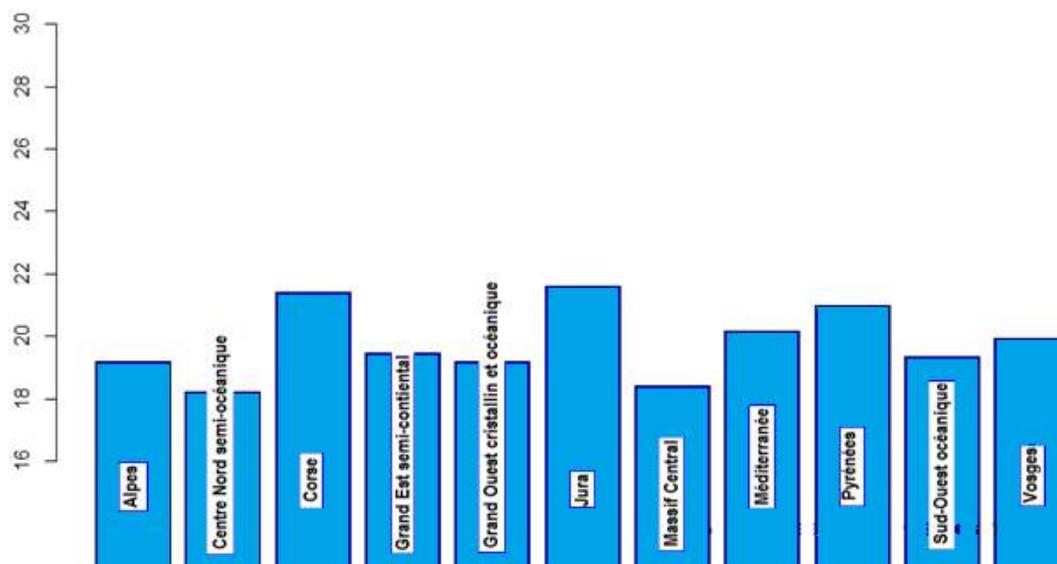


Figure 15 – Dépendance partielle à la grande région écologique (GRECO) du pourcentage de carbone organique de la couche 40-80cm relatif à la couche 0-10cm (d60)

Ainsi, comme plus en surface (figure 14), d60 apparaît plus élevé dans certaines régions montagneuses, même si l'effet est moins marqué (figure 15). En revanche, peu de différences sont observées entre les autres régions (Grand Est, Grand Ouest, Sud-Ouest...).

d15 et d60 varient également en fonction de la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm mais les relations diffèrent légèrement (figures 16 et 17). En effet, pour des profils de sol dont la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm est aux alentours de 20 g.kg^{-1} (maximum local), d15 apparaît plus élevé que pour des teneurs plus faibles ou plus élevées. Au-delà de cette valeur, d15 décroît lorsque la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm augmente (figure 16).

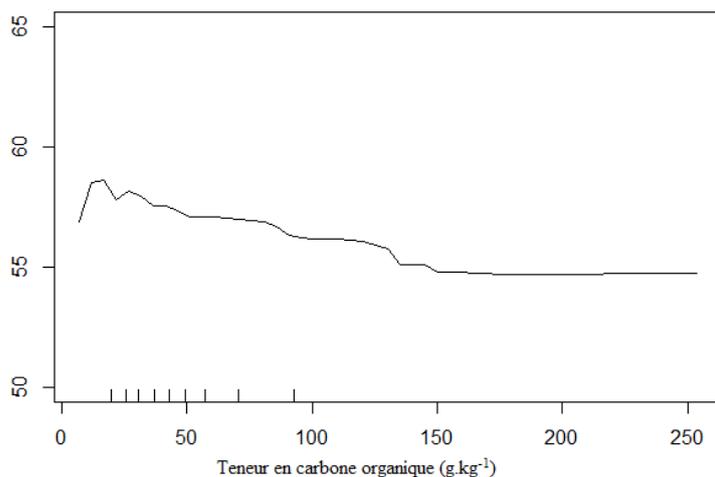


Figure 16 – Dépendance partielle à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm du pourcentage de carbone organique de la couche 10-20cm relatif à la couche 0-10cm (d15)

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Plus en profondeur, sur la couche 40-80cm, pour des teneurs en carbone organique de la couche 0-10cm entre 50 et 130 g.kg⁻¹, d60 est plus faible que pour des teneurs en carbone plus faibles ou plus élevées. Au fur et à mesure que la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm augmente à partir de 130 g.kg⁻¹ ou diminue à partir de 50 g.kg⁻¹, d60 augmente très fortement (figure 17).

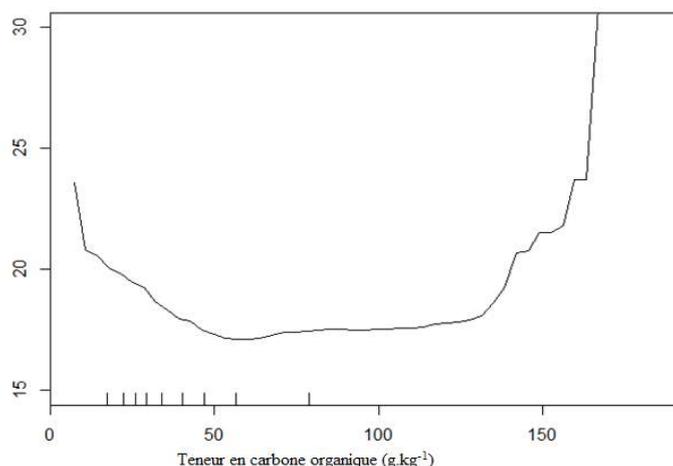


Figure 17 – Dépendance partielle à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm du pourcentage de carbone organique de la couche 40-80cm relatif à la couche 0-10cm (d60)

d15 et d60 apparaissent aussi sensibles à l'essence forestière (figures 18 et 19), même si dans l'ensemble les différences observées sont relativement faibles. Sur la couche 10-20cm, les essences comme le bouleau, le douglas, le hêtre et le sapin se distinguent, avec un d15 en moyenne plus élevé, tandis que les essences comme le chêne et le châtaignier présentent un d15 en moyenne plus faible que les autres.

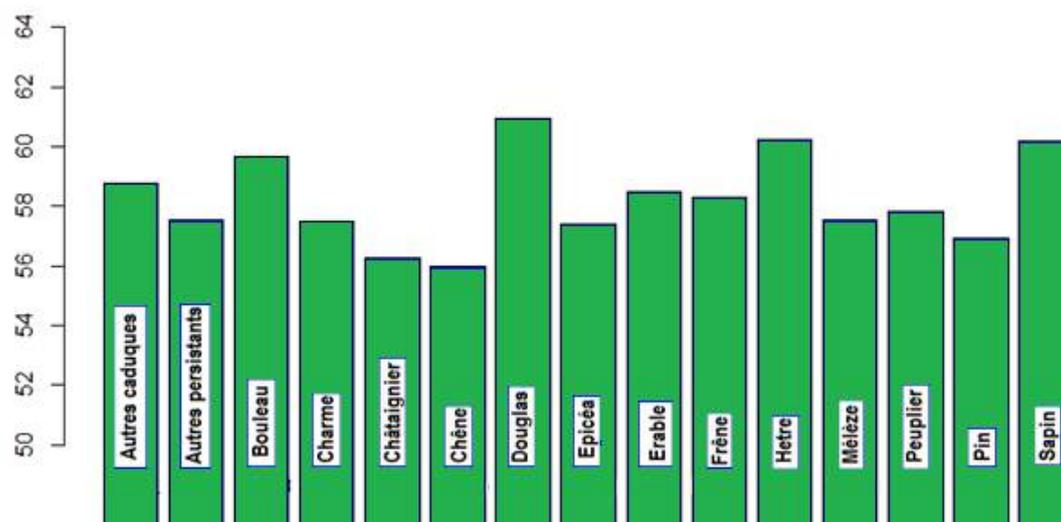


Figure 18 – Dépendance partielle à l'essence forestière dominante de la placette du pourcentage de carbone organique de la couche 10-20cm relatif à la couche 0-10cm (d15)

La dépendance de d60 à l'essence forestière est encore moins nette, si ce n'est que certaines essences comme le frêne, le hêtre, le pin, le sapin et quelques autres arbres à feuillage persistant divers se détachent, avec d60 en moyenne plus élevé que pour les autres

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

(figure 19). Comme plus en surface pour d15 (figure 18), d60 semble légèrement plus faible pour le chêne et le châtaignier (figure 19).

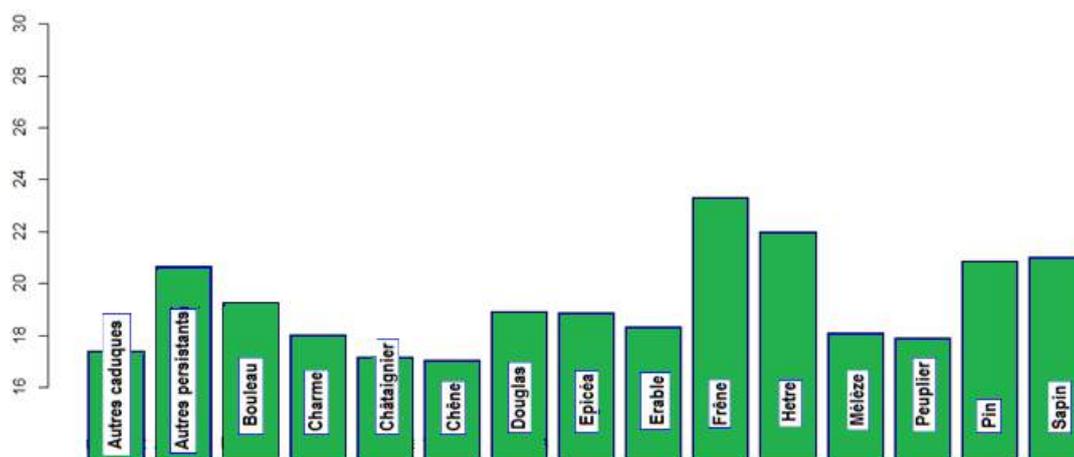


Figure 19 – Dépendance partielle à l’essence forestière dominante de la placette du pourcentage de carbone organique de la couche 40-80cm relatif à la couche 0-10cm (d60)

Enfin, l’injection des 5 variables les plus importantes dans un modèle linéaire permet d’expliquer une bonne partie de la variabilité de d15, d30 et d60 (R^2 de 0.445 à 0.817 ; tableau 16). De plus, la performance des modèles augmente avec la profondeur.

Tableau 16 : performance des modèles linéaires avec les 5 variables les plus importantes, avec ou sans interactions, sur l’explication de la variabilité de d15, d30 et d60

Variable expliquée	Variables d’explication	Avec interactions		Sans interactions	
		R^2	RMSE (%)	R^2	RMSE (%)
d15 (483)	GRECO, teneur en carbone organique de l’horizon 0-10 cm, essence forestière dominante, classe d’âge, dg	0.445	5.6	0.098	15.9
d30 (395)	Essence forestière dominante, GRECO, surface terrière totale, teneur en carbone organique de l’horizon 0-10 cm, classe d’âge	0.636	3.9	0.12	14.6
d60 (260)	Teneur en carbone organique de l’horizon 0-10 cm, essence forestière dominante, taux de couvert des ligneux de plus de 2m, classe d’âge, GRECO	0.817	2.1	0.06	13.6

Les interactions sont en particulier primordiales, puisque leur suppression entraîne une médiocre performance des modèles, avec un R^2 inférieur ou égal à 0.12.

5. Discussion

Construction de fonctions d’harmonisation entre les teneurs en carbone obtenues selon la méthode Anne et par combustion sèche

La méthode Anne ne semble pas extraire la totalité du carbone organique, puisqu’elle extrait presque systématiquement moins de carbone organique que la méthode par combustion sèche (figure 8). Ceci est particulièrement vrai pour les teneurs en carbone organique élevées, ce qui suggère une augmentation de la résistance du carbone organique à l’oxydation lorsque sa teneur augmente.

L’amélioration de la prédiction du carbone organique mesuré par combustion sèche après ajout de certaines variables peut permettre de formuler des hypothèses quant à cette résistance à l’oxydation (Annexe V). La présence d’oxydes de fer et/ou d’aluminium pourrait

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

ainsi contribuer à la stabilisation du carbone organique dans le sol via la formation de complexes organo-minéraux (Kaiser *et al.* 2002, Torn *et al.* 2009). L'importance de la densité apparente semble confirmer l'importance de la stabilisation du carbone par les agrégats (Rasmussen *et al.* 2005).

Au vu de la significativité des interactions, en particulier des interactions d'ordre 3 et plus, il serait déraisonnable de tirer trop de conclusions sur les effets individuels des différentes variables.

La prédiction de la teneur en carbone organique par combustion sèche uniquement à partir de celle obtenue par la méthode Anne étant de mauvaise qualité, il apparaît nécessaire de posséder une information sur les variables ici testées (*i.e.* teneur en azote obtenue par la méthode Kjeldahl, teneurs en aluminium et fer libre, densité apparente et teneur en eau résiduelle), ce qui peut être un frein à l'harmonisation entre ces deux types de données. Lorsque l'on cherche à harmoniser les teneurs en carbone, il serait intéressant de conserver à minima l'information sur la teneur en azote par la méthode Kjeldahl si celle-ci est disponible, car cela permet de conserver la corrélation qui existe entre l'azote et le carbone.

Par ailleurs, même avec le modèle le plus complet ici testé, l'erreur de prédiction n'est pas négligeable, en particulier pour les teneurs en carbone selon la méthode Anne supérieures à 25 g.kg⁻¹, ce qui souligne l'importance de quantifier l'incertitude lorsque l'on cherche à harmoniser deux variables grâce à ce type de fonction.

Enfin, il apparaît conseillé de séparer les données de carbone en plusieurs portions avant d'établir des fonctions d'harmonisation, l'importance des différentes variables testées pouvant différer selon les plus ou moins fortes teneurs. L'analyse de l'importance des variables sur l'explication de la teneur en carbone organique obtenue par combustion sèche ayant été menée sur l'ensemble des données, ceci constitue une certaine limite, même si l'utilisation des variables importantes globales relevées a considérablement amélioré les modèles sur les 3 portions.

Erreur potentielle générée lors de l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour prédire des données manquantes

Les pourcentages d'erreur observés mettent en évidence certaines limites à l'utilisation de fonctions spline à masse constante pour la prédiction de valeurs manquantes de la teneur en carbone organique sur certaines couches de sol. En particulier, la large sous-estimation de la teneur en carbone généralement observée pour la couche 0-10cm souligne l'importance de le mesurer, et ce surtout en contexte forestier, la couche 0-10cm étant généralement la plus riche en carbone organique (Annexe VI). Le même constat pourrait par ailleurs être apporté pour la couche 10-20cm, les 20 premiers centimètres du sol comportant en moyenne près de 50% de la teneur en carbone totale sur 1m de sol pour les sols forestiers (Jobbágy and Jackson 2000).

Les erreurs d'estimation sont sans doute à relier aux contraintes du modèle qui établit par défaut une relation linéaire entre deux horizons distincts mesurés. Ainsi, si la teneur en carbone de la couche 10-20cm est par exemple à prédire, la fonction générera une relation linéaire entre la teneur en carbone mesurée sur les couches 0-10cm et 20-40cm et interpolera probablement une valeur intermédiaire, ce qui ne permet alors pas de rendre compte d'une éventuelle teneur en carbone beaucoup plus élevée que celle des autres couches. Ceci est encore plus marqué dans le cas de plusieurs couches consécutives manquantes. Si la distribution de la teneur en carbone organique n'est pas régulière avec la profondeur, alors la probabilité de mal estimer certains horizons manquants n'en sera que plus forte.

A partir de 20cm, l'erreur semble moins forte, ce qui est sans doute à relier avec la probabilité beaucoup plus faible de rencontrer un horizon avec une teneur en carbone « anormalement élevée » par rapport aux horizons adjacents.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Il faut donc rester prudent avec l'utilisation de splines à masse constante. Si elles s'avèrent généralement très performantes pour la modélisation de l'évolution de certains paramètres du sol avec la profondeur lorsque des analyses discrètes existent, elles peuvent générer de mauvaises estimations au moins dans le cas de la teneur en carbone organique lorsqu'elles sont utilisées en technique de gap filling. Néanmoins, il vaut peut-être mieux parfois avoir une estimation moyenne de la teneur en carbone organique qu'une absence totale de valeur, à condition de tenir compte de la grande incertitude pouvant régner autour de la valeur prédite, surtout dès lors qu'un horizon très différent est manquant.

Si ces constatations sont faites sur la teneur en carbone, cela ne s'applique peut-être pas pour la prédiction d'autres paramètres du sol, à condition que ces autres paramètres aient une distribution assez régulière avec la profondeur.

Modèles d'extrapolation de la teneur en carbone organique avec la profondeur

Distribution de la teneur en carbone organique avec la profondeur

Les classes de profils de distribution identifiées montrent pour la plupart des cas une décroissance exponentielle de la concentration en carbone organique, comme ce qui est souvent observé dans d'autres études. Quelques cas atypiques (Annexe VII) sont néanmoins relevés, ce qui témoigne de la grande variabilité verticale de la teneur en carbone organique. Ceci montre également une première limite à la modélisation de l'évolution du carbone avec la profondeur, à moins que le contexte d'apparition de ces profils atypiques puisse être clairement identifié, ce qui n'est pas le cas ici.

Prédictibilité des pourcentages de carbone relatifs à la teneur de la couche 0-10cm

La non prédictibilité des classes de profils suggère une influence différente des covariables dans l'explication de d15, d30 et d60, ce qui est confirmé par l'utilisation des modèles « forêt aléatoire » sur chacune de ces variables (figure 13) et qui est souvent observé dans la prédiction de propriétés de sol à différentes profondeurs en Cartographie Numérique des Sols (Adhikari *et al.* 2013, Akpa *et al.* 2014, Collard *et al.* 2014). La variabilité de d15, d30 et d60 semble principalement expliquée par les mêmes variables mais leur ordre d'importance varie, de même que leur combinaison.

L'amélioration avec la profondeur de la capacité à prédire la teneur en carbone relative à la teneur en carbone de la couche 0-10cm avec la profondeur met en évidence sa plus faible variabilité en profondeur. Avec les 5 covariables environnementales les plus importantes dans la prédiction de d60, il semble ainsi possible de prédire celui-ci de façon raisonnable (RMSE de 2.1%, tableau 16). Il en est de même pour d30 et d15 qui sont cependant un peu plus incertains (RMSE de 3.9 et 5.6% respectivement). Néanmoins, la reproductibilité de ces relations de prédiction est en question ; en effet, si des variables comme la grande région écologique ou l'essence forestière sont des données relativement accessibles, il peut être plus rare de trouver des informations sur la classe d'âge du peuplement ou sur sa surface terrière. Ces résultats sont donc principalement à utiliser dans un objectif de compréhension de la distribution verticale du carbone.

Covariables environnementales explicatives

La teneur en carbone organique relative à la teneur en carbone organique de la couche 0-10cm semble très influencée par l'essence forestière dominante, la classe d'âge du peuplement forestier, la richesse en carbone organique de la couche 0-10cm ainsi que la grande région écologique. L'importance de cette dernière variable intégrant à la fois des critères climatiques, géologiques et topographiques suggère l'importance forte de ces paramètres dans l'explication de la distribution du carbone.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

L'essence forestière semble influencer sur la distribution du carbone, avec un effet différenciant entre la surface et la profondeur (Vesterdal *et al.* 2013); si Vesterdal *et al.* (2008) mettent également en évidence un effet de l'essence sur la teneur en carbone sur la couche 15-30cm, rares sont cependant les études sur l'effet de l'essence au-delà de 30cm. Le caractère plus ou moins récalcitrant de la litière à la décomposition pourrait être une explication (Torn *et al.* 2009), Hobbie *et al.* (2006) ayant par exemple montré une influence de la teneur en lignine sur la décomposition de la litière. Hobbie *et al.* (2006) suggèrent également l'influence de la température du sol sur la vitesse de décomposition, la température du sol étant elle-même impactée par la pénétration de la lumière permise par le couvert végétal. Des essences comme le sapin ou l'épicéa laissant faiblement pénétrer la lumière jusqu'au sol auraient ainsi présenté une température de sol plus faible ainsi qu'une décomposition plus lente (Hobbie *et al.* 2006) que d'autres essences. Les différences en profondeur peuvent être liées à l'effet de la composition des litières sur l'activité biologique mais également à des différences de la production de biomasse souterraine (Vesterdal *et al.* 2013).

Parce qu'elles intègrent plusieurs critères, l'effet des grandes régions écologiques est complexe à étudier. Un effet des régions montagneuses où le sol posséderait une teneur en carbone relative à la couche 0-10cm légèrement plus élevée qu'ailleurs est néanmoins observé, aussi bien en surface qu'en profondeur, à l'image notamment des Alpes, du Jura, des Pyrénées, des Vosges mais aussi de la Corse (figures 14 et 15). La plus grande stabilité du carbone pourrait être expliquée par une plus faible présence et/ou activité des microorganismes (Torn *et al.* 2009) sous l'effet de températures plus basses et d'une humidité plus élevée dans ces contextes montagneux. A l'inverse, des températures plus tempérées pourraient expliquer les plus faibles pourcentages de carbone relatifs à la teneur de la couche 0-10cm observés dans les sols du Grand Ouest et du Centre Nord, en raison d'une minéralisation plus rapide et/ou sur une plus grande période de l'année.

La richesse en carbone organique de la couche 0-10cm est quant à elle la résultante des conditions de fertilité, de minéralisation, de quantité et de qualité de la litière, d'activité biologique..., ensemble de paramètres pouvant influencer la distribution du carbone avec la profondeur. Ceci pourrait ainsi expliquer sa forte importance dans l'explication de la distribution verticale du carbone, bien que la relation de dépendance partielle soit difficilement interprétable.

Au-delà de ces effets partiels, les interactions sont fondamentales dans les modèles d'explication de d15, d30 et d60, ce qui complexifie la compréhension de la variabilité de la distribution verticale du carbone en fonction des différentes covariables. La différence de distribution du carbone en profondeur selon les différentes essences pourrait ainsi être liée à la répartition des racines, les racines étant à l'origine d'une part non négligeable du carbone des sols (Rasse *et al.* 2005). La distribution des racines dépendant entre autre à la fois de l'essence, des conditions climatiques, des contraintes du milieu, de l'âge du peuplement et de la densité du peuplement, cette variable illustre l'un des effets potentiels des interactions entre les variables importantes préalablement déterminées.

Limites

La multiplicité des covariables testées est intéressante car elle permet de tester l'effet potentiel de variables de peuplements relativement précises; néanmoins le nombre élevé de classes diminue considérablement le nombre d'effectifs pris en compte lors de la réalisation de modèles.

Par ailleurs, de nombreuses variables ne sont pas indépendantes entre elles, *e.g.* le type d'humus étant très dépendant du type de sol et de l'essence forestière.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

6. Conclusion

Il est possible d'améliorer la relation entre les teneurs en carbone organique mesurées par la méthode Anne et par combustion sèche avec l'ajout de plusieurs variables telles que la teneur en azote, la densité apparente, les teneurs en aluminium et fer libre ainsi que la teneur en eau résiduelle, en particulier pour des teneurs en carbone organiques élevées (teneur en carbone organique selon la méthode Anne supérieures à 50 g.kg⁻¹). La qualité de prédiction est alors dépendante du nombre de ces variables disponibles dans les bases de données, ce qui peut constituer un frein à l'harmonisation. De plus, les résultats soulignent l'importance de quantifier l'incertitude générée lors de l'harmonisation puisqu'un biais subsiste même avec le modèle le plus complet testé ici.

La forte variabilité de la distribution verticale du carbone, en particulier en surface (0-20cm), rend sa prédiction complexe et incertaine, du moins avec les covariables testées dans cette étude. Quelques observations intéressantes sont néanmoins à relever.

Les résultats soulignent notamment la nécessité de prédire séparément les pourcentages de carbone relatifs à la teneur de la couche 0-10cm aux différentes profondeurs, puisque l'influence des covariables apparaît différente avec la profondeur. L'importance de la grande région écologique, de l'essence forestière et de la classe d'âge du peuplement dans l'explication de la distribution du carbone suggère par ailleurs l'influence du développement racinaire sur l'allocation du carbone dans les sols, le développement racinaire étant conditionné entre autres par ces différents paramètres ; des études spécifiques seraient néanmoins nécessaires avant de pouvoir tirer de quelconques conclusions dans ce sens.

Enfin, prédire la teneur en carbone organique d'une couche de sol à partir d'informations sur la teneur en carbone des couches supérieures et inférieures à l'aide de fonctions spline à masse constante n'apparaît pas davantage intéressant, l'erreur d'estimation associée étant souvent non négligeable.

La difficulté d'extrapoler les valeurs de teneur en carbone avec la profondeur souligne ainsi la nécessité de mesurer la teneur en carbone organique des sols autant que possible, en particulier en contexte forestier où les sols sont généralement plus riches en carbone que dans d'autres contextes. En plus de permettre une meilleure estimation des stocks de carbone dans les sols, la connaissance de la distribution précise du carbone avec la profondeur se révèle par ailleurs très importante pour l'estimation des propriétés hydriques du sol, à l'image de la réserve utile dont l'estimation est améliorée par la prise en compte de la teneur en carbone organique (*cf.* D).

Bibliographie

Adhikari K., Kheir R.B., Greve M.B., Bøcher P.K., Malone B.P., Minasny B., McBratney A.B., Greve M.H. (2013). High-resolution 3-D mapping of soil texture in Denmark. *Soil Science Society of America Journal*, 77, 3, pp. 860-876.

Aitken R.L., Moody P.W. (1991). Interrelations between soil pH measurements in various electrolytes and soil solution pH in acidic soils. *Australian Journal of Soil Research*, 29, 4, pp. 483-491.

Akpa S.I.C., Odeh I.O.A., Bishop T.F.A., Hartemink A.E. (2014). Digital mapping of soil particle-size fractions for Nigeria. *Soil Science Society of America Journal*, 78, pp. 1953-1966.

Bastet G., Bruand A., Quélin P., Cousin I. (1998). Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT) : une analyse bibliographique. *Etude et Gestion des Sols*, 5, 1, pp. 7-28.

Bishop T.F.A., McBratney A.B., Laslett G.M. (1999). Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma*, 91, pp. 27-45.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

- Bouma J., van Lanen H.A.J. (1987). Transfer functions and threshold values: from soil characteristics to land qualities. In: Proceedings of the ISSS/SSSA Workshop on quantified land evaluation procedures. Publication No 6. Beek K.J., Burrough P.A., McCormack D.E., eds., Enschede, The Netherlands: International Institute for Aerospace Survey and Earth Science, pp. 106-111.
- Breiman L. (2001). Random Forests. *Machine learning*, 45, pp. 5-32.
- Ciampalini R., Lagacherie P., Gomez C., Grünberger O., Hamrouni M.H., Mekki I., Richard A. (2013). Detecting, correcting and interpreting the biases of measured soil profile data: a case study in the Cap Bon Region (Tunisia). *Geoderma*, 192, pp. 68-76.
- Ciampalini R., Martin M., Saby N., Richer de Forges A., Arrouays D., Nehlig P., Martelet G. (2014). Soil texture GlobalSoilMap products for the French region 'Centre'. In: GlobalSoilMap: Basis of the global spatial soil information system. Arrouays D., McKenzie N., Hempel J., Richer de Forges A., McBratney A.B., dir., CRC Press, London, pp. 121-126.
- Ciesielski H., Sterckeman T. (1997). A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie*, 17, pp. 9-16.
- Cohen J. (1988). Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences, 2nd edition. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ.
- Collard F., Saby N., Richer de Forges A., Lehmann S., Paroissien J.-B., Arrouays D. (2014). Spatial prediction of soil organic carbon at different depths using digital soil mapping. In: GlobalSoilMap: Basis of the global spatial soil information system. Arrouays D., McKenzie N., Hempel J., Richer de Forges A., McBratney A.B., dir., CRC Press, London, pp. 181-184.
- Commission of the European Communities, CEC (1985). Soil map of the European Communities. Scale 1:1000000. CEC-DGVI, Luxembourg.
- Cools N., Delanote V., Scheldeman X., Quataert P., De Vos B., Roskams P. (2004). Quality assurance and quality control in forest soil analyses: A comparison between European soil laboratories. *Accreditation and Quality Assurance*, 9, pp. 688-694.
- European Commission. Report From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions – The implementation of the Soil Thematic Strategy and ongoing activities. Brussels (BE): European Commission, 2012. 15 p. Report *COM(2012) 46 final*.
- Foss J.E., Wright W.R., Coles R.H. (1975). Testing the accuracy of field textures. *Soil Science Society of America Journal*, 39, 4, pp. 800-802.
- Gégout J.C., Coudun C., Bailly G., Jabiol B. (2005). EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science*, 16, pp. 257-260.
- GlobalSoilMap. Specifications, Version 1 GlobalSoilMap.net products. Release 2.1. 2011. 50 p.
- Hengl T. (2014). GSIF: Global Soil Information Facilities – Tools (Standards and Functions) and Sample Datasets for Global Soil Mapping. R package version 0.4-4. <https://cran.r-project.org/web/packages/GSIF/index.html>
- Hobbie S.E., Reich P.B., Oleksyn J., Ogdahl M., Zytkowski R., Hale C., Karolewski P. (2006). Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology*, 87, pp. 2288-2297.
- Hollis J.M., Jones R.J.A., Palmer R.C. (1977). The effects of organic matter and particle size on the water-retention properties of some soils in the West Midlands of England. *Geoderma*, 17, pp. 225-238.
- IFN. Les sylvoécotésions (SER) de France métropolitaine. Etude de définition. IFN, 2009. 166 p. Convention DGFAR/IFN n°E 12/06.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

- IGN. Documentation relative aux données écologiques. Points forêt – campagne 2005 à 2011. Version 1.3. IGN, 2012. 31 p.
- POINTS FORET – CAMPAGNES 2005 À 2011
- Jamagne M. (1967). Bases et techniques d'une cartographie des sols. *Annales agronomiques*, 18, numéro hors-série. 142 p.
- Jaremko D., Kalembasa D. (2014). A comparison of methods for the determination of cation exchange capacity of soils. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 21, 3, pp. 487-498.
- Jobbágy E.G., Jackson R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10, 2, pp. 423-436.
- Kaiser K., Eusterhues K., Rumpel C., Guggenberger G., Kögel-Knabner I. (2002). Stabilization of organic matter by soil minerals — investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 4, pp. 451-459.
- Lagacherie P., Arrouays D., Walter C. (2013). Cartographie numérique des sols: principe, mise en œuvre et potentialités. *Etude et Gestion des Sols*, 20, 1, pp. 83-98.
- Lê S., Josse J., Husson F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25, 1, pp. 1-18.
- Levine S.J., Post D.F., Ellsworth T.J. (1989). An evaluation of student proficiency of field estimation of soil texture. *Journal of Agronomic Education*, 18, 2, pp. 100-104.
- Liaw A., Wiener M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2, 3, pp. 18-22.
- Libohova Z., Wills S., Odgers N.P., Ferguson R., Nesser R., Thompson J.A., West L.T., Hempel J.W. (2014). Converting pH 1:1 H₂O and 1:2 CaCl₂ to 1:5 H₂O to contribute to a harmonized global soil database. *Geoderma*, 213, pp. 544-550.
- Malone B.P., McBratney A.B., Minasny B., Laslett G.M. (2009). Mapping continuous depth functions of soil carbon storage and available water capacity. *Geoderma*, 154, pp. 138-152.
- McLellan I., Varela A., Blahgen M., Fumi M.D., Hassen A., Hechminet N., Jaouani A., Khessairi A., Lyamlouli K., Ouzari H.-I., Mazzoleni V., Novelli E., Pintus A., Rodrigues C., Ruiu P.A., Pereira C.S., Hursthouse A. (2013). Harmonisation of physical and chemical methods for soil management in Cork Oak forests – Lessons from collaborative investigations. *African Journal of Environmental Science and Technology* 7, 6, pp. 386-401.
- Minasny B., McBratney A.B., Mendonça-Santos M.L., Odeh I.O.A., Guyon B. (2006). Prediction and digital soil mapping of soil carbon storage in the Lower Namoi Valley. *Australian Journal of Soil Research*, 44, pp. 233-244.
- Minasny B., McBratney A.B., Field D.J., Tranter G., McKenzie N.J., Brough D.M. (2007). Relationships between field texture and particle-size distribution in Australia and their implications. *Australian Journal of Soil Research*, 45, pp. 428-437.
- Moeys J., Shangguan W. (2014). Soiltexture: functions for soil texture plot, classification and transformation. R package version 1.2.19. <http://CRAN.R-project.org/package=soiltexture>
- Party J.P., Granier A. (2014). Données de sols dans la forêt française : état sommaire de l'existant et intérêt de leur mobilisation. *Etude et Gestion des Sols*, 21, pp. 103-112.
- Piedallu C., Gégout J.C., Perez V., Lebourgeois F. (2013). Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 4, pp. 470-482.
- Ponce-Hernandez R., Marriott F.H.C., Beckett P.H.T. (1986). An improved method for reconstructing a soil profile from analyses of a small number of samples. *Journal of Soil Science*, 37, pp. 455-467.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Post D.F., Huete A.R., Pease D.S. (1986). A comparison of soil scientist estimations and laboratory determinations of some Arizona soil properties. *Journal of Soil and Water Conservation*, 41, pp. 421-424.

R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.

Rasmussen C., Torn M.S., Southard R.J. (2005). Mineral assemblage and aggregates control carbon dynamics in a California conifer forest. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 6, pp. 1711-1721.

Rasse D.P., Rumpel C., Dignac M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269, pp. 341-356.

Rawls W.J., Pachepsky Y.A., Ritchie J.C., Sobecki T.M., Bloodworth H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116, pp. 61-76.

Ross D.S., Bailey S.W., Briggs R.D., Curry J., Fernandez I.J., Fredriksen G., Goodale C.L., Hazlett P.W., Heine P.R., Johnson C.E., Larson J.T., Lawrence G.B., Kolka R.K., Ouimet R., Paré D., Richter D. deB., Schirmer C.D., Warby R.A. (2015). Inter-laboratory variation in the chemical analysis of acidic forest soil reference samples from eastern North America. *Ecosphere*, 6, 5, 73.

Sanchez P.A., Ahamed S., Carré F., Hartemink A.E., Hempel J., Huising J., Lagacherie P., McBratney A.B., McKenzie N.J., Mendonça-Santos M.L., Minasny B., Montanarella L., Okoth P., Palm C.A., Sachs J.D., Shepherd K.D., Vågen T.-G., Vanlauwe B., Walsh M.G., Winowiecki L.A., Zhang G.-L. (2009). Digital Soil Map of the World. *Science*, 325, pp. 680-681.

Sleutel S., De Neve S., Singier B., Hofman G. (2007). Quantification of organic carbon in soils: a comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38, pp. 2647-2657.

Soil Survey Division Staff (1993). Soil survey manual. United States Department of Agriculture, pp. 63-65.

Sulaeman Y., Minasny B., McBratney A.B., Sarwani M., Sutandi A. (2013). Harmonizing legacy soil data for digital soil mapping in Indonesia. *Geoderma*, 192, pp. 77-85.

Torn M.S., Swanston C.W., Castanha C., Trumbore S.E. (2009). Storage and Turnover of Organic Matter in Soil. In: Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems. Senesi N., Xing B., Huang P.M., eds, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA.

Tóth B., Weynants M., Nemes A., Makó A., Bilas G., Tóth G. (2015). New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66, pp. 226-238.

Trouche G., Morlon P. (1999). Comparaison de différentes méthodes d'estimation de la réserve en eau utile des sols (R.U.) dans le périmètre de l'O.G.A.F. Environnement de la zone de Migennes (Yonne). *Etude et Gestion des Sols*, 6, 1, pp. 41-54.

Van der Heijden G., Legout A., Nicolas M., Ulrich E., Johnson D.W., Dambrine E. (2011). Long-term sustainability of forest ecosystems on sandstone in the Vosges Mountains (France) facing atmospheric deposition and silvicultural change. *Forest Ecology and Management*, 261, pp. 730-740.

Vesterdal L., Schmidt I.K., Callesen I., Nilsson L.O., Gundersen P. (2008). Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255, pp. 35-48.

Vesterdal L., Clarke N., Sigurdsson B.D., Gundersen P. (2013). Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309, pp. 4-18.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Vogel A.W. (1994). Comparability of soil analytical data – Determinations of Cation Exchange Capacity, Organic Carbon, Soil Reaction, Bulk density, and Volume percent of water at selected pF values by different methods. ISRIC – International Soil Reference and Information Centre.

Webster R., 1978. Mathematical treatment of soil information. In: Proceedings of the 11th International Congress of Soil Science. Edmondson, Canada, 3, pp. 161–190.

Weynants M., Tóth B. (2014). The eupf package. <http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/> The European Soil Portal. p5

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexes

Annexe I : Localisation des profils de sol échantillonnés en contexte forestier lors de la campagne d'échantillonnage du projet Européen Biosoil de 2006-2007

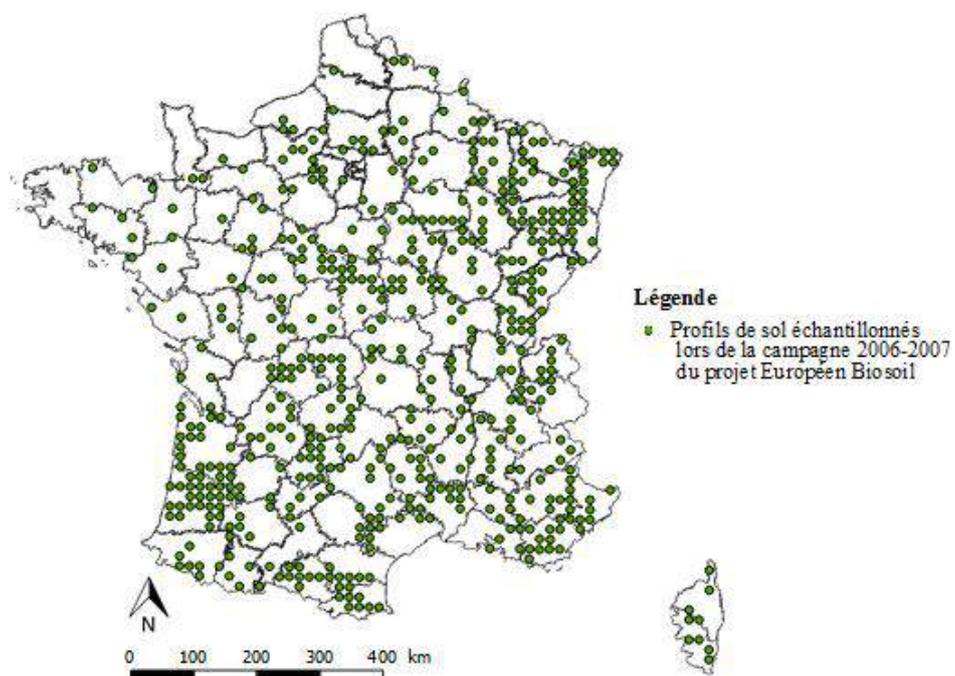
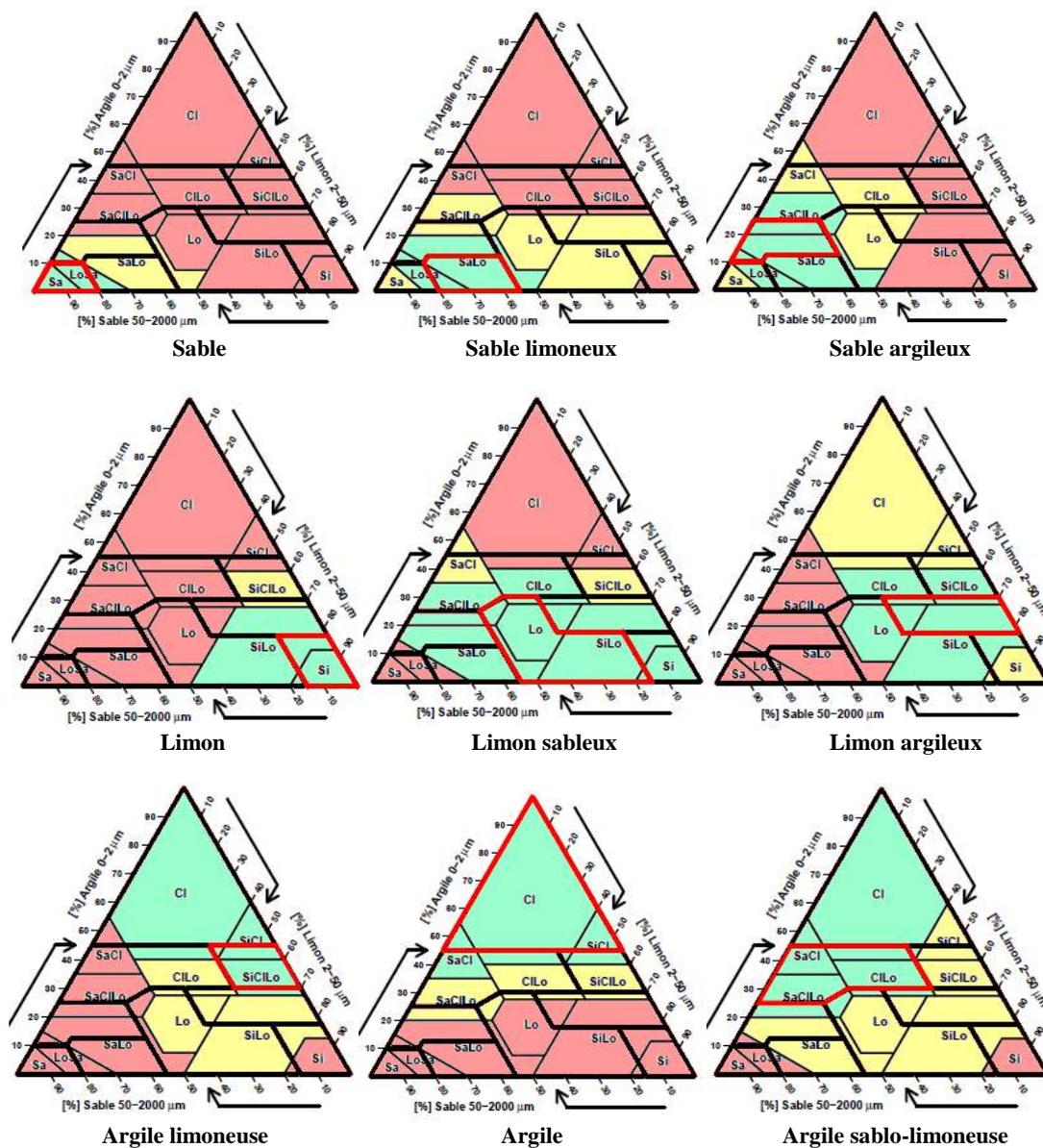


Figure – Localisation des 548 profils de sol échantillonnés en contexte forestier lors de la campagne d'échantillonnage du projet Européen Biosoil de 2006-2007

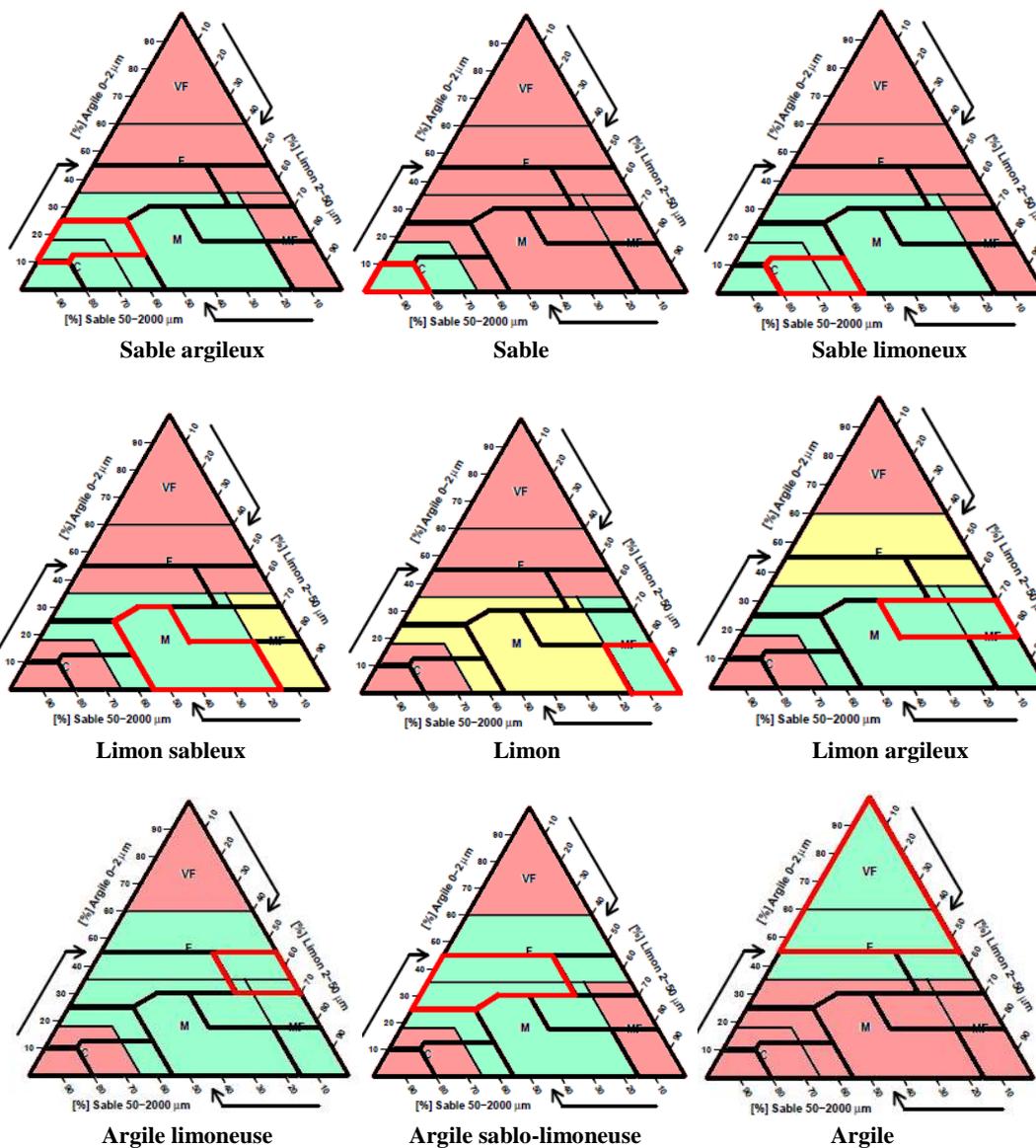
Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexe II: Représentation de la qualité d'estimation pour chaque classe de texture IFN :
 (1) selon le triangle USDA



Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

(2) selon le triangle FAO



Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexe III : Carte des grandes régions écologiques de France métropolitaine déterminées par l'IGN-IFN

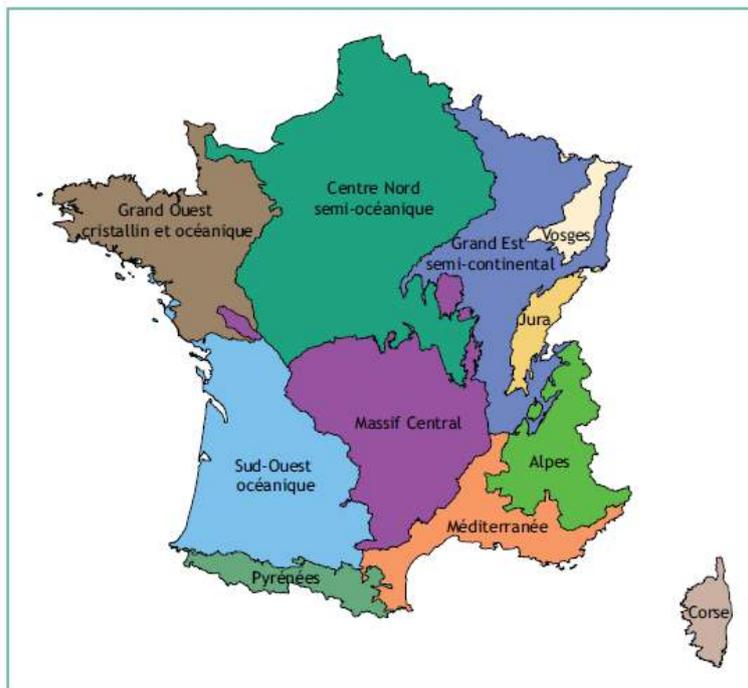


Figure – Les 11 grandes régions écologiques (GRECO) de France métropolitaine (source : IFN 2009)

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexe IV : Retrait des interactions non significatives sur le modèle à 6 variables testé afin de prédire la teneur en carbone organique par combustion sèche après application du critère d'Akaike (AIC)

Modèles de regression linéaire $\log(\text{Carbone combustion sèche}) \sim \log(\text{Carbone Anne}) \times \text{Azote} \times \text{Densité apparente} \times \text{Al libre} \times \text{Fe libre} \times \text{teneur eau résiduelle}$ moins les interactions retirées lors de l'application du critère d'Akaike (AIC)

Modèle global :

$\log_{10}(\text{carbone_comb_seche}) \sim \log_{10}(\text{carbone_Anne}) * \text{azote_kjeldahl} * \text{dens_app_tf} * \text{Al_lib} * \text{fer_libre} * \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

Modèle pour les teneurs en carbone organique selon la méthode Anne inférieures à 25 g.kg⁻¹:

$\log_{10}(\text{carbone_comb_seche}) \sim \log_{10}(\text{carbone_Anne}) * \text{azote_kjeldahl} * \text{dens_app_tf} * \text{Al_lib} * \text{fer_libre} * \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}$

Modèle pour les teneurs en carbone organique selon la méthode Anne entre 25 et 50 g.kg⁻¹:

$\log_{10}(\text{carbone_comb_seche}) \sim \log_{10}(\text{carbone_Anne}) * \text{azote_kjeldahl} * \text{dens_app_tf} * \text{Al_lib} * \text{fer_libre} * \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\text{azote_kjeldahl}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}: \text{teneur_eau_res}$

- $\text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{teneur_eau_res}$

- $\text{azote_kjeldahl}: \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{teneur_eau_res}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}: \text{fer_libre}$

- $\log_{10}(\text{carbone_Anne}): \text{dens_app_tf}: \text{Al_lib}$

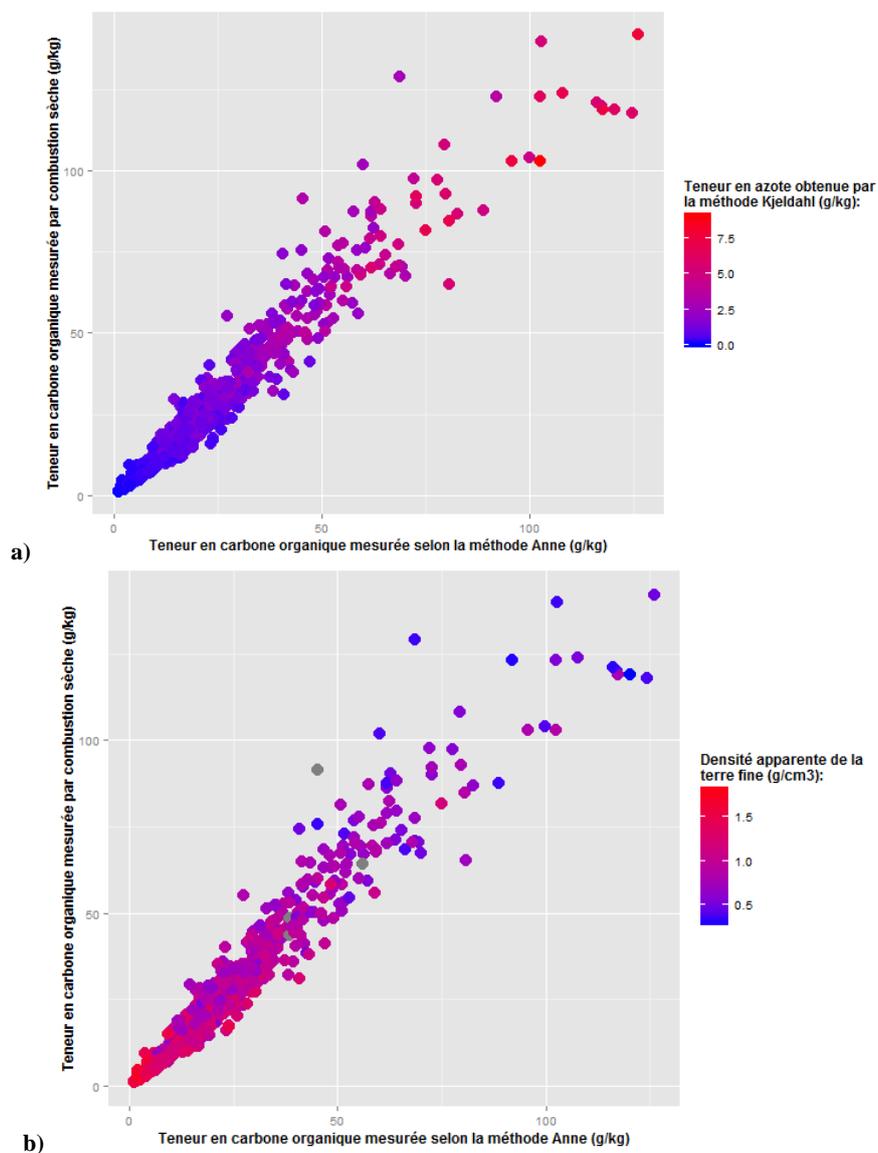
Modèle pour les teneurs en carbone organique selon la méthode Anne supérieures à 50 g.kg⁻¹:

$\log_{10}(\text{carbone_comb_seche}) \sim \log_{10}(\text{carbone_Anne}) * \text{azote_kjeldahl} * \text{dens_app_tf} * \text{Al_lib} * \text{fer_libre} * \text{teneur_eau_res}$

Pas de réduction.

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexe V : Comparaison des teneurs en carbone mesurées par combustion sèche et selon la méthode Anne et illustration de l'influence potentielle de 4 des variables les plus importantes identifiées lors de la construction de la fonction d'harmonisation



Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

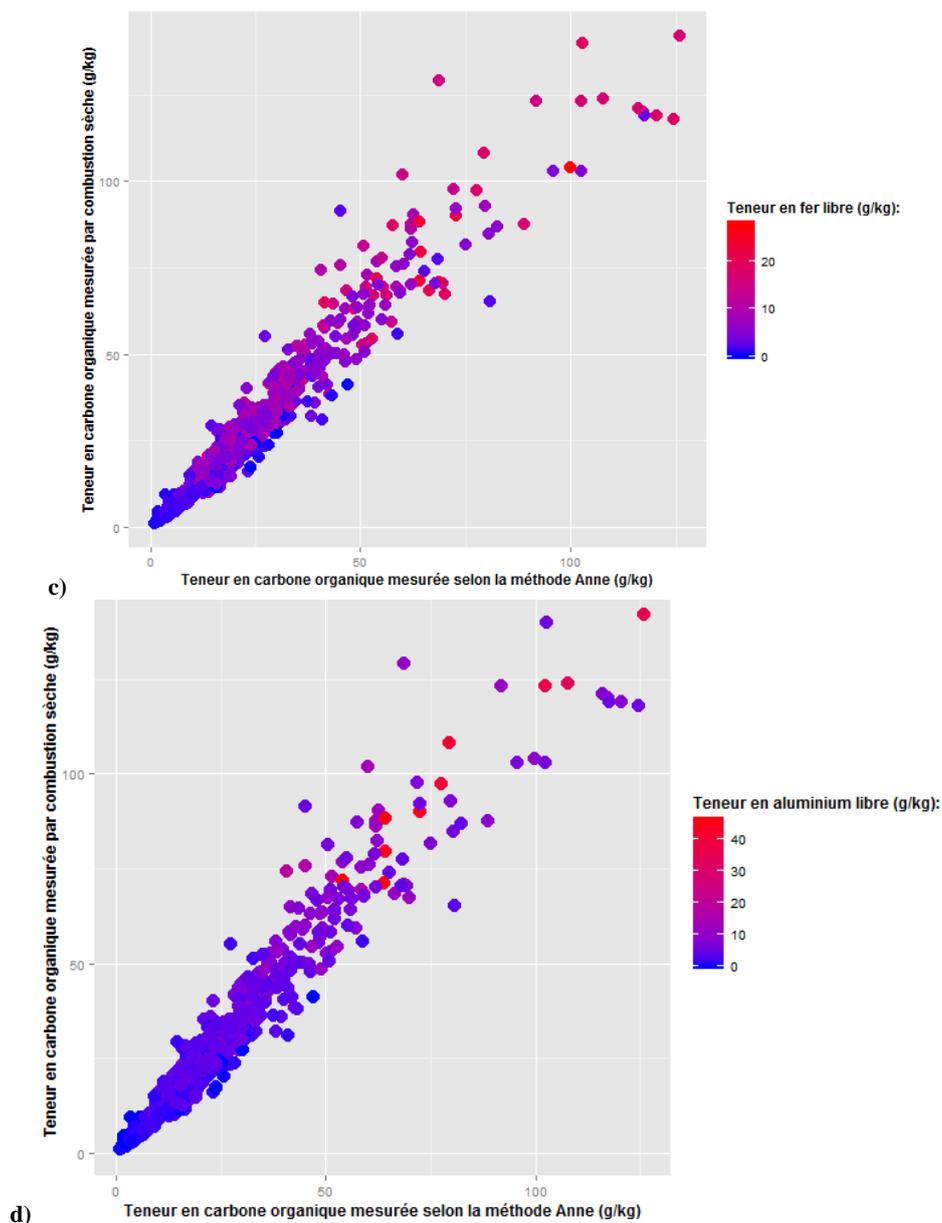


Figure – Comparaison des teneurs en carbone organique mesurées par combustion sèche ou selon la méthode Anne. Le gradient de couleur indique la teneur en azote obtenue selon la méthode Kjeldahl (a), la densité apparente de la terre fine (b), la teneur en fer libre (c) ou la teneur en aluminium libre (d).

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexe VI : Exemples de profils de teneur en carbone organique illustrant la richesse en carbone de la couche 0-10cm

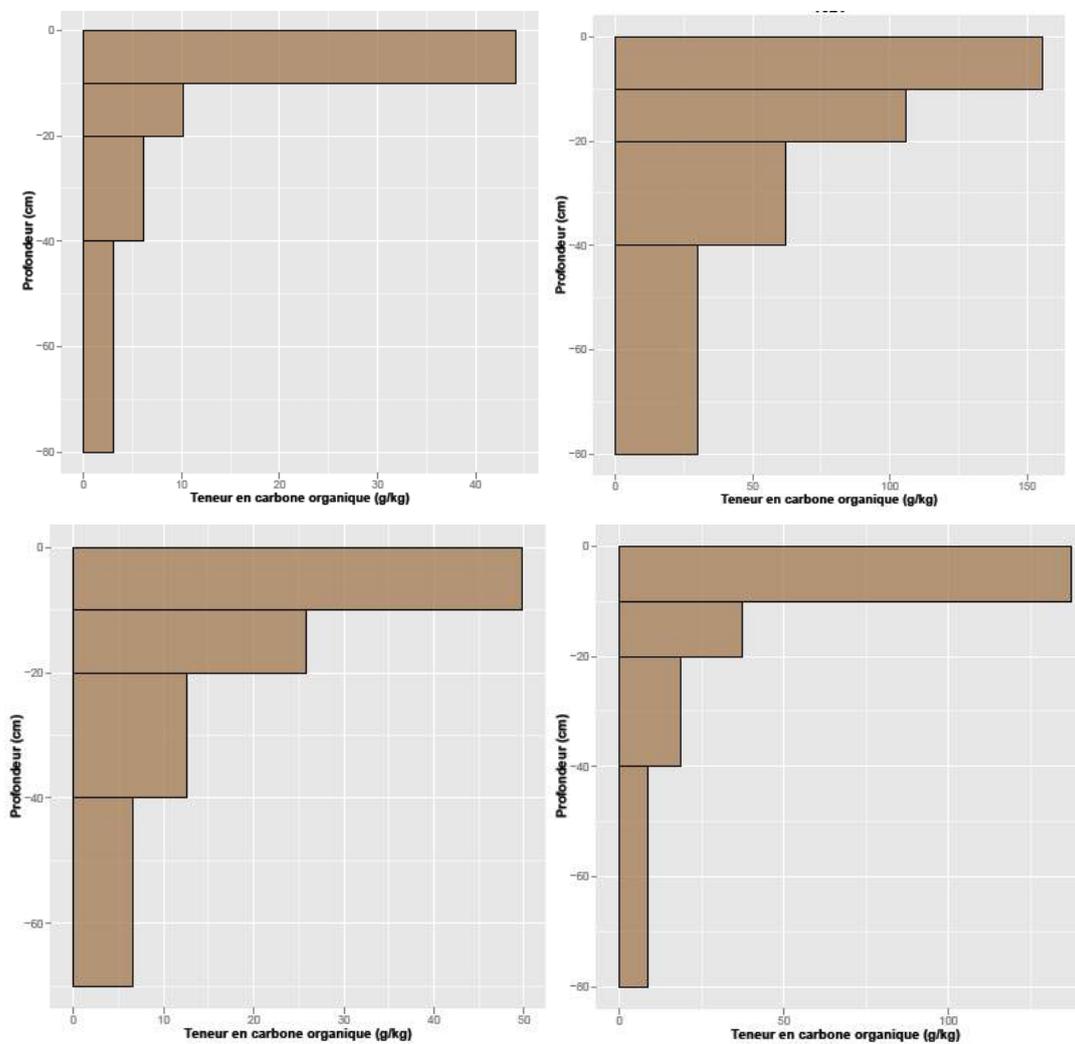


Figure – Exemples de profils de teneur en carbone organique avec la profondeur à partir de données Biosoil, illustrant la richesse de la couche 0-10cm

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

Annexe VII : Exemples de cas atypiques de profils de teneur en carbone organique

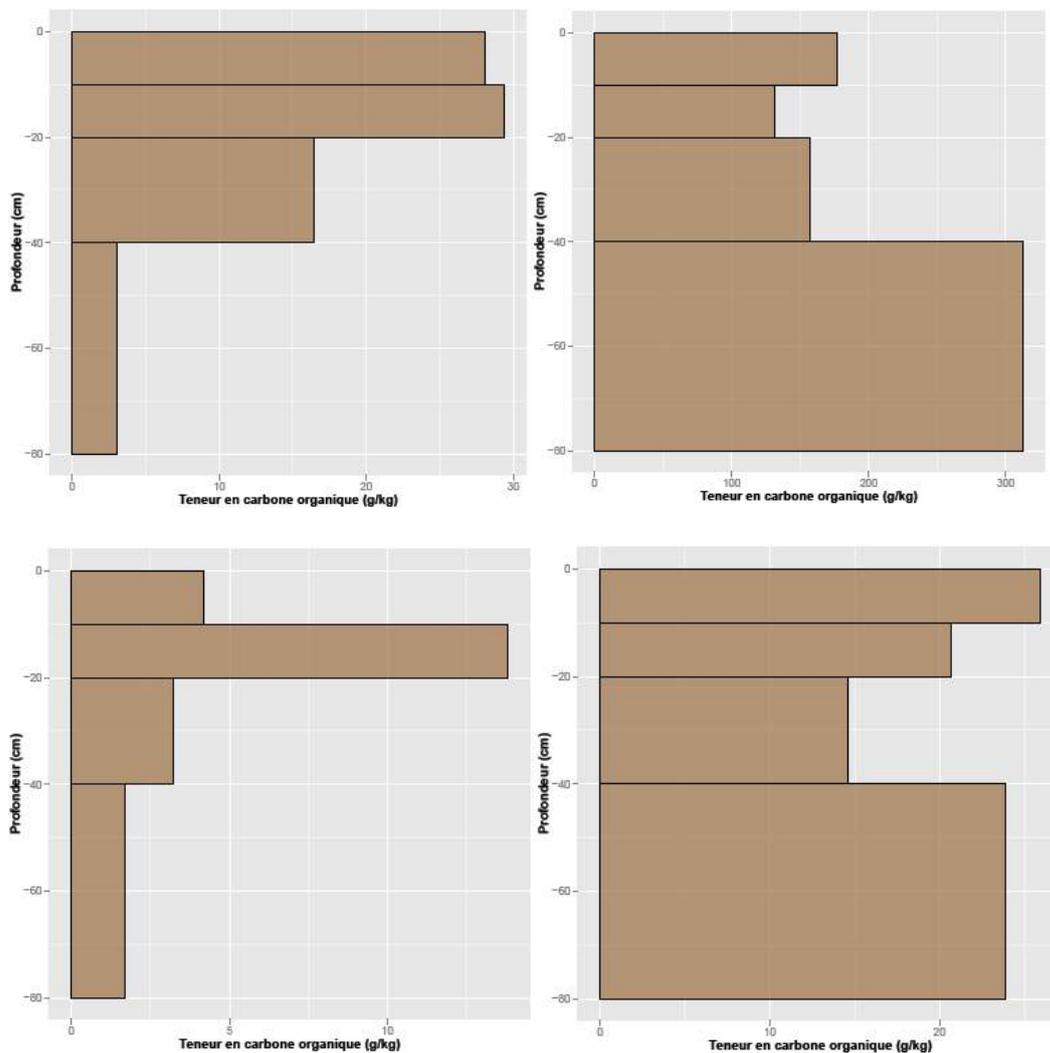


Figure – Exemples de profils atypiques de teneur en carbone organique avec la profondeur à partir de données Biosoil

Annexe : rapport de stage - tâche 3 du projet INSENSÉ

	Diplôme : Ingénieur Agronome Spécialité : Agronomie Spécialisation / option : Génie de l'environnement – Option Sols, Eau, Hydrosystèmes Enseignant référent : Christian WALTER
	Auteur(s) : Amandine REMY Date de naissance* : 10/01/1993 Nb pages : 42 Annexe(s) : 7 Année de soutenance : 2015
Titre français : Harmonisation de données de sols forestiers issues de sources ou de protocoles différents : exemples d'outils autour de la réserve utile et de la teneur en carbone organique des sols Titre anglais : Harmonization of forest soil data originating from various sources or protocols : examples of tools regarding the soil available water capacity and organic carbon content	
Résumé (1600 caractères maximum) : <p>L'évolution des techniques de mesure des propriétés physico-chimiques des sols et l'absence de protocole de description standard a souvent altéré la comparabilité des données pédologiques collectées au cours de différents projets et/ou pour des objectifs différents. Les questions d'harmonisation et de complétion des bases de données sont donc des questions centrales à la mise en commun de données pédologiques.</p> <p>Cette étude vise à étudier (1) la possibilité d'utiliser conjointement des réserves utiles estimées à partir de mesures de granulométrie et de teneur en carbone organique et d'autres estimées à partir de classes de texture estimées au toucher sur le terrain, (2) la construction d'une fonction de passage entre des valeurs de teneurs en carbone obtenues par la méthode Anne et par combustion sèche, (3) la performance de deux approches pour estimer la teneur en carbone organique de certains horizons manquants.</p> <p>Les résultats montrent qu'il est raisonnable de combiner des réserves utiles estimées à partir de classes de texture estimées au toucher avec d'autres estimées à partir de classes de texture réelles dérivées de mesures de granulométrie, mais qu'il est déconseillé de les combiner avec d'autres estimées à partir de mesures de granulométrie et de teneur en carbone.</p> <p>Les résultats indiquent aussi qu'il est possible d'améliorer la relation entre les teneurs en carbone obtenues par les deux méthodes à l'aide de la teneur en azote, des teneurs en fer et aluminium libre, de la densité apparente et de la teneur en eau résiduelle, même si une incertitude non négligeable persiste pour les teneurs élevées en carbone.</p> <p>La forte variabilité de la distribution verticale du carbone limite sa prédiction à partir de la teneur de la couche 0-10cm et des covariables environnementales ici testées, ou à partir de fonctions spline à masse constante.</p>	
Abstract (1600 caractères maximum) : <p>The evolution of soil physico-chemical properties measurement methods and the lack of a standardized description protocol have often impaired the comparability of the soil data sampled during various projects and/or for different purposes. Harmonization and gap filling techniques are therefore of high importance for soil data pooling.</p> <p>This study aims at studying (1) the possibility of combining available water capacity values estimated from either particle-size distribution and organic carbon content measurements or by by-feel estimated texture classes, (2) the building of a harmonization function between organic carbon contents measured either by the Anne method or by dry combustion, (3) the performance of two different approaches for estimating the organic carbon content of missing layers of a soil profile.</p> <p>Results indicate that it is reasonable to gather available water capacity values estimated from by-feel estimated texture classes and values estimated from actual texture classes deriving from particle-size distribution measurements, but that it is not recommended to gather available water capacity values estimated from by-feel estimated texture classes and values estimated from particle-size distribution and organic carbon content precise measures.</p> <p>Results also show that improving the relationship between organic carbon content values obtained by the two methods is possible with the addition of the nitrogen content, the free aluminium and iron contents, the bulk density and the residual water content, even though a non-negligible uncertainty remains.</p> <p>The high variability of the carbon vertical distribution limits its prediction from the 0-10cm-layer carbon content and the few environmental covariates tested here, or with the use of equal-area spline functions.</p>	
Mots-clés : harmonisation, données pédologiques, sols forestiers, réserve utile, carbone organique Key Words: harmonization, soil data, forest soils, available water capacity, organic carbon	

* Elément qui permet d'enregistrer les notices auteurs dans le catalogue des bibliothèques universitaires

F Rapport de la tâche 4 du projet IN-SENSE

En l'absence d'indicateur universel identifié au cours de la tâche 2, il a paru essentiel d'explorer les relations entre la fertilité des sites vue par les peuplements et les propriétés des sols. En effet, la sensibilité des sols à un export de rémanents peut être reliée à la capacité de production des peuplements forestiers (Scott and Dean, 2006; Paré et al., 2002), cette dernière étant liée aux conditions environnementales de la station, en particulier climatiques et édaphiques.

Cette exploration avait pour objectif d'identifier les déterminants de la fertilité pour les écosystèmes forestiers français, de modéliser cette fertilité, d'identifier des niveaux de fertilité qui pourraient permettre de classer les sites selon leur fonctionnement pour ensuite en déduire des seuils de sensibilité théoriques aux exportations de biomasse.

La fertilité des écosystèmes forestiers a souvent été étudiée via la modélisation de l'indice de fertilité (ou *site index* en anglais, qui est la hauteur dominante du peuplement pur à un âge donné, généralement 100 ans). Jusqu'à présent, ce sont souvent des paramètres climatiques qui ont servi à construire les modèles de prédiction de l'indice de fertilité et ce avec des performances relativement satisfaisantes selon les essences. Du fait de la faible disponibilité des données « sol » dans les bases de données sur les peuplements forestiers utilisées pour cette modélisation de l'indice de fertilité (par exemple, base de l'Inventaire Forestier National français, IFN), quelques paramètres dérivés d'informations géo-spatialisées, elles-mêmes issues de modèles aux performances variables, ont pu être utilisés en sus du climat et améliorer substantiellement la performance des modèles. C'est le cas notamment du pH bio-indiqué (e.g. Seynave et al. (2005)). Un de nos objectifs était donc de savoir en quoi l'ajout de facteurs « sol » réellement mesurés à l'échelle du territoire pouvait améliorer la performance des modèles de fertilité.

Afin de mener à bien ce travail de compréhension et modélisation de la fertilité des peuplements forestiers, nous avons dû élargir les possibilités offertes par l'entrepôt de données *insense*. Une demande supplémentaire a été adressée aux gestionnaires des sources de données pour accéder aux données dendrométriques des peuplements quand elles étaient disponibles (Gis Coop, RENECOFOR, BioSoil). L'indice de fertilité classiquement utilisé n'étant toutefois pas calculable à partir de ces dernières, nous avons défini un nouvel indicateur de fertilité basé sur hauteurs des peuplements ($H_0:H_{moy}$, qui est le rapport entre la hauteur dominante du peuplement sur la hauteur moyenne à l'échelle nationale des peuplements pour la même essence et le même âge). La base de données n'était pas directement utilisable pour la conduite de la tâche 4 et nous avons dû commencer par un long travail de préparation (nettoyage, complétion et harmonisation des données). Finalement, le travail de recherche a pu être mené sur les relations entre la fertilité des peuplements forestier français (indicateur $H_0:H_{moy}$) et les paramètres climatiques principaux associées à des mesures ou estimations précises de paramètres physico-chimiques du sol, ces derniers ayant été notamment synthétisés pour différentes épaisseurs de sol.

Préparation de la base de données utile à la tâche 4

La tâche 4 a démarré par un long travail de nettoyage, de complétion et d'harmonisation des données analytiques de la base de données commune. Pour chaque étape, des tests sur des parties plus complètes de la base de données ont été menés et la meilleure manière de compléter et/ou d'harmoniser a été choisie.

La phase de nettoyage a principalement consisté en la détection d'erreurs et leur traitement. Le traitement des erreurs a consisté soit à les corriger en amont dans l'entrepôt de données *insense*,

voire dans les bases initiales, soit à éliminer la mesure, l'échantillon, la couche, ou le profil concerné selon la gravité estimée de l'erreur. Les principales erreurs détectées concernaient l'encodage des profondeurs de sol, des valeurs de mesure aberrante ainsi que des doublons. Les horizons/couches échantillonnés et les profondeurs afférentes ont également été ré-encodés afin de faire la distinction entre les couches d'« humus » et de « sol » (la surface du sol ayant été encodée 0, les couches d'humus < 0 et les couches de sol > 0).

La phase de complétion a consisté en l'obtention, l'estimation, et le calcul de données supplémentaires. Ont été récupérées depuis des sources externes les variables climatiques moyennes (température, précipitation, évapo-transpiration), quelques descripteurs de la géologie, les valeurs de dépôts atmosphériques, la sylvoécologie (SER) ainsi que la grande région écologique (GRECO). Ont été calculés ou extraits à partir des données sol disponibles les ratios cationiques, le taux moyen en éléments grossiers, la couleur la plus claire rencontrée au sein du profil, l'intensité maximale de la couleur rouge observée sur le profil ou encore la présence d'un horizon carbonaté au sein du profil et sa profondeur d'apparition. Certaines variables peu renseignées ont pu être estimées avec l'aide de relations connues (i.e. fonctions de pédo-transfert) ou établies avec l'aide des données disponibles dans l'entrepôt de données *insense* : densité apparente, réserve utile (RU). Lorsque les analyses n'avaient pas été réalisées sur certaines couches de sol, et que l'épaisseur de cette couche n'excédait pas le seuil de 30 cm, nous avons estimé les valeurs manquantes à partir des valeurs disponibles au sein du profil de sol (méthodes de *gap-filling*). Finalement, nous avons calculé des stocks à partir des concentrations élémentaires ainsi que des moyennes pondérées pour les concentrations élémentaires, le pH, la granulométrie, la densité ou certains ratios (e.g. C:N, cations).

L'harmonisation des données s'est avérée nécessaire tant pour des variables mesurées à l'échelle du profil que pour des variables mesurées à l'échelle de l'échantillon de sol. En ce qui concerne les échantillons, lorsque plusieurs méthodes analytiques connues pour conduire à des résultats différents étaient recensées pour une variable, nous avons, dans la mesure du possible, estimé les valeurs qui auraient été obtenues avec une méthode analytique choisie. Les équations de passage ont été récupérées dans la littérature ou établies avec les données disponibles dans l'entrepôt de données *insense*. Lorsque la méthode d'analyse n'était pas renseignée, nous avons fait l'hypothèse que la méthode cible avait été utilisée. Les variables concernées par cette harmonisation sont : le carbone organique (C), l'azote total (N), le phosphore total ou extractible (P), le pH, la capacité d'échange cationique (CEC), la granulométrie et la classe de texture. En ce qui concerne les variables mesurées à l'échelle du profil, c'est souvent une harmonisation du système de classification/encodage qui a été réalisée. Cela a concerné les coordonnées géographiques du profil et les noms du sol et du groupe de sol, du type et de la classe d'humus ainsi que des espèces végétales. La profondeur d'enracinement a été récupérée dans plusieurs champs de la base (notamment profondeur prospectable, profondeur d'enracinement ou profondeur observée) et encodée en cm depuis la surface du sol. L'âge de la strate dominante a également fait l'objet d'une synthèse d'informations issues de plusieurs champs et une classe d'âge a été attribuée.

Établissement d'un indicateur de fertilité du peuplement

L'indicateur de fertilité d'un peuplement forestier classiquement utilisé dans la littérature est l'indice de fertilité (*site index* en anglais). Cet indicateur est défini pour un peuplement pur et équienne comme la hauteur dominante à âge donné. Les données rassemblées lors de la construction de l'entrepôt de données *insense* ne permettent pas le calcul de cet indicateur. Nous avons donc cherché à définir un autre indicateur de fertilité du peuplement forestier utilisable dans le contexte de ce projet mais qui serait resterait pertinent pour un usage plus universel.

Les données disponibles pour la construction de notre indicateur étaient : le nom de l'espèce, la classe d'âge et la hauteur dominante. La principale contrainte de l'entrepôt de données INSENSÉ est le manque de précision sur l'âge du peuplement. La hauteur dominante n'a pas non-plus pu être

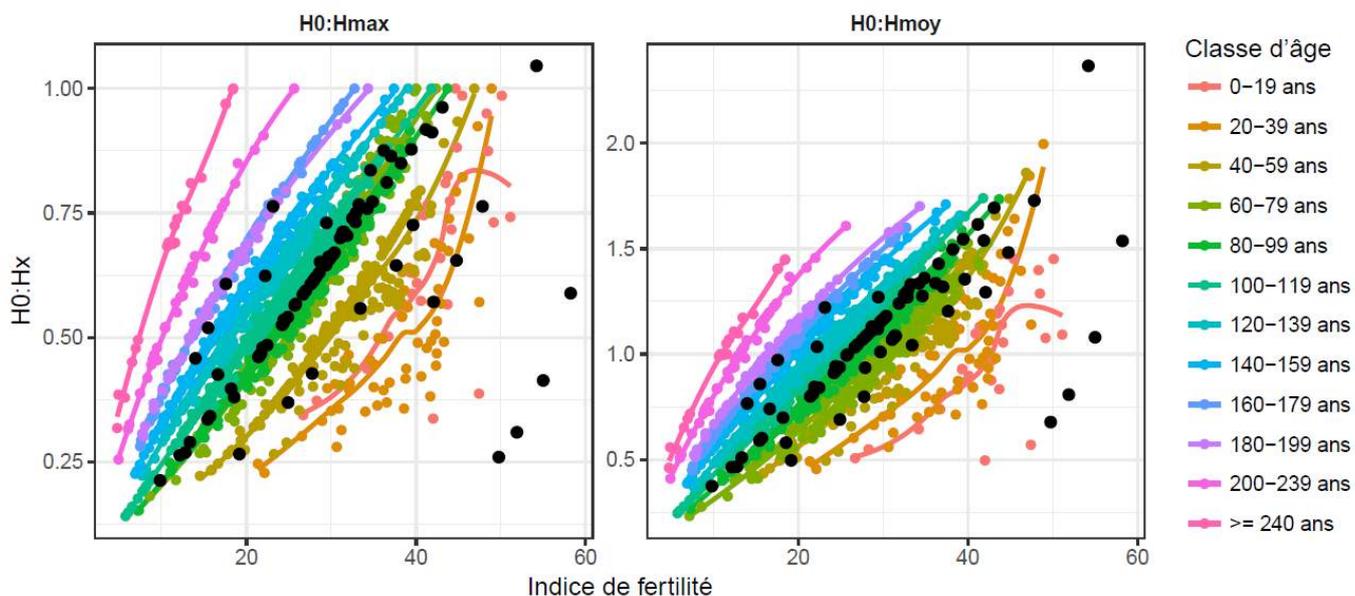


FIGURE F.1 – Comparaison des indicateurs de fertilité $H_0:H_x$ avec l'indice de fertilité pour le hêtre au sein de la base IFN (points colorés selon la classe d'âge) et au sein de l'entrepôt de données insense.

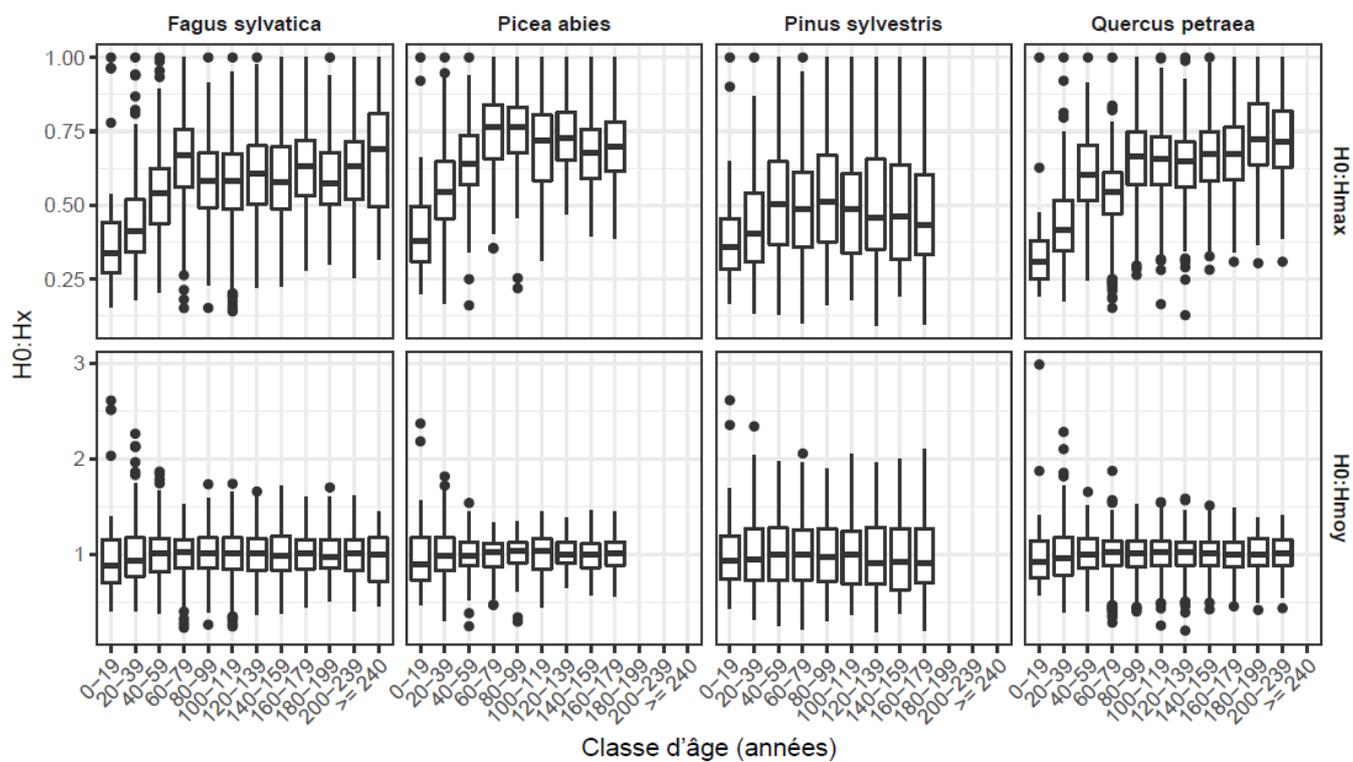


FIGURE F.2 – Impact de la classe d'âge sur les valeurs calculées des indicateurs $H_0:H_x$. Test au sein de la base IFN. Exemple pour quatre espèces, les résultats sont similaires pour toutes les espèces testées.

toujours définie de la même manière, notamment en ce qui concerne le nombre et le choix des arbres à considérer parmi le peuplement et en rapport à une surface donnée. De plus, rares sont les cas où la conduite du peuplement est renseignée et de nombreux cas de peuplements non-purs et/ou non-équiennes sont à signaler ou à supposer. Nous avons donc ignoré les impacts de la conduite ainsi que la structure du peuplement. Nous avons regroupé les informations « âge » disponibles (pouvant être un âge mesuré, estimé ou une tranche d'âge) dans des tranches d'âge les plus étroites possibles. Le meilleur compromis que nous avons trouvé sont des tranches d'âge de 20 ans jusqu'à 100 ans puis une classe supérieure à 100 ans. Dans certains cas, il était aussi possible de continuer les tranches d'âge de 20 ans jusqu'à 240 ans. Cependant, la majeure partie des informations « âge » de l'entrepôt de données INSENSÉ provenant de la base BioSoil, le seuil de 100 ans a primé pour le calcul de l'indicateur de fertilité finalement retenu lors de l'analyse des données.

Nous avons défini plusieurs indicateurs, toujours comme le ratio ($H_0:H_x$) de la hauteur dominante mesurée sur la parcelle étudiée (H_0) avec une hauteur de référence (H_x) pour la même espèce dans la même tranche d'âge. Les différents indicateurs calculés se distinguaient par cette hauteur de référence qui pouvait être soit la hauteur dominante maximale (H_{max}), soit la hauteur dominante moyenne (H_{moy}) connue à l'échelle de la France, toujours pour une espèce et une tranche d'âge données. De plus, la référence pouvait être nationale (à l'échelle de la France) ou régionale (par rapport à une GRECO). L'objectif d'un indicateur régional étant de s'affranchir au maximum des effets climatiques sur la valeur de l'indicateur. Dans tous les cas, la référence était issue des données de l'IFN (base de données préparée par Ingrid Seynave à partir des données d'inventaire 2005–2011). Ce type d'indicateur de fertilité du peuplement forestier a déjà été utilisé en recherche par l'équipe BEF et a permis de mettre en exergue quelques relations avec des données sol (travaux de Arnaud Legout et Karna Hansson avec $H_0:H_{max}$).

Avec les données IFN, nous avons comparé les valeurs de $H_0:H_x$ avec les valeurs de l'indice de fertilité pour le hêtre (calculé selon les équations établies par Ingrid Seynave et en faisant l'hypothèse que les conditions d'application sont respectées; Fig. F.1). On observe une relation linéaire entre les deux indicateurs. Cependant, on peut définir pour chaque tranche d'âge une relation particulière et celle-ci s'écarte d'autant plus de la relation moyenne (qui ne tiendrait pas compte de la tranche d'âge) que les âges sont extrêmes (c'est-à-dire très jeunes ou très vieux).

Nous avons calculé les différents indicateurs de fertilité au sein de la base IFN et testé l'effet de la tranche d'âge sur la valeur de l'indicateur (Fig. F.2). Ceci nous a permis de constater que l'indicateur $H_0:H_{max}$ était potentiellement biaisé du fait de la largeur des classes d'âge. Cet effet est exacerbé dans les jeunes âges, où la croissance en hauteur des arbres est la plus forte. Pendant la période d'accroissement maximum d'un peuplement, la différence entre le H_0 et le H_{max} peut être très forte, ce qui biaise l'indicateur qui ne rend pas forcément compte des conditions environnementales de la station. De ce fait, nous avons retenu uniquement les indicateurs de type $H_0:H_{moy}$ pour notre analyse des relations entre fertilité et environnement.

D'après nos observations sur les bases IFN et *insense*, notamment en ce qui concerne les potentiels effets âge sur les valeurs d'indicateur, nous avons choisi d'éliminer les valeurs de $H_0:H_x$ calculées pour les classes d'âge 0–19 ans pour toutes les espèces sauf *Pseudotsuga menziesii* ainsi que 20–39 ans pour *Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*.

Exploration préalable des données

Statistiques descriptives sur la base de données utilisable pour l'étude des relations entre fertilité et environnement

Après l'étape de préparation de la base de données pour la tâche 4, nous recensons 7091 profils. Cependant, toutes les variables ne sont pas renseignées pour chacun de ces profils (Fig. F.3). En particulier, seuls 536 profils présentent des informations hauteur et âge permettant d'établir les $H_0:H_x$.

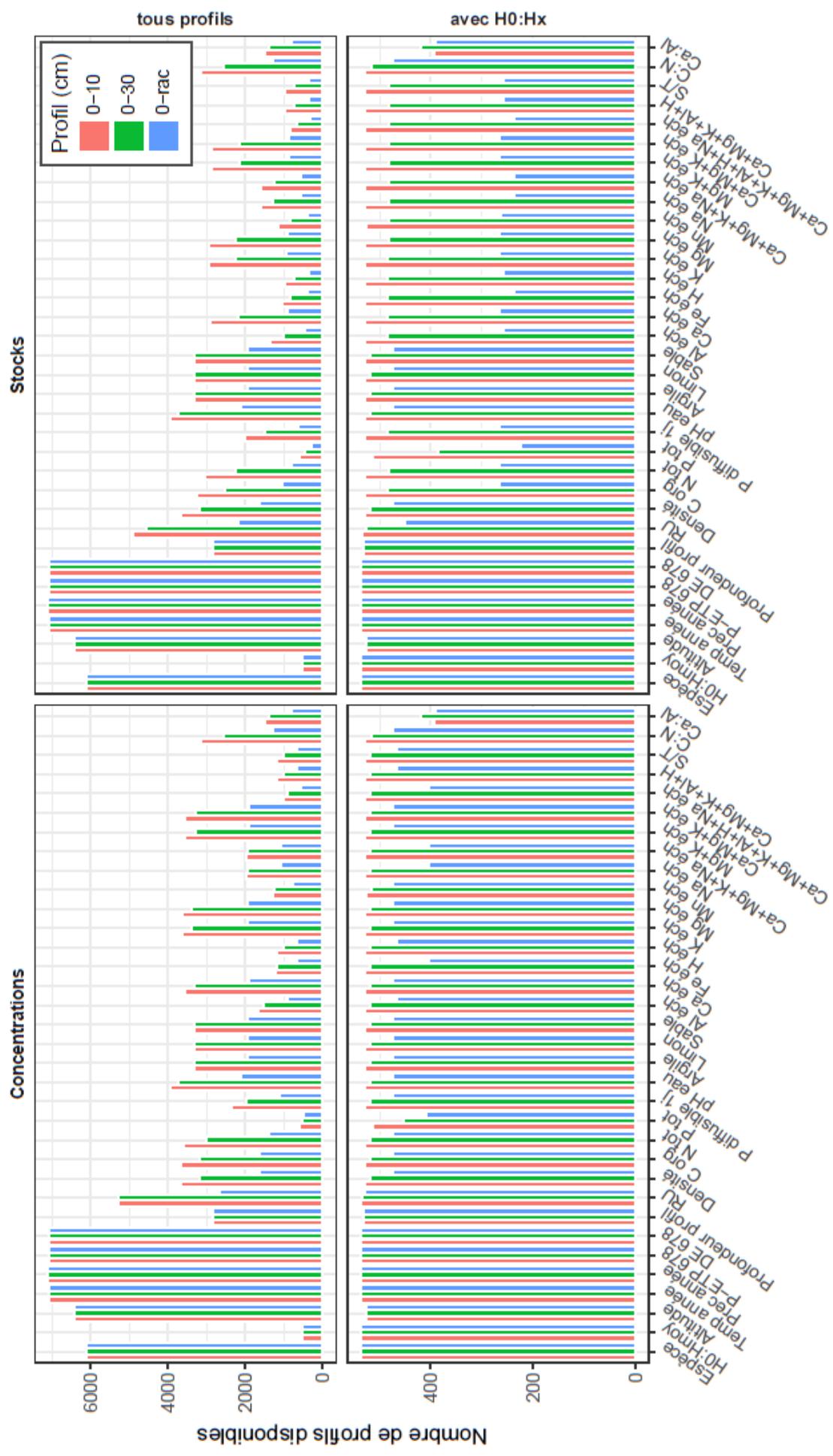


FIGURE F.3 – Disponibilité des données dans les sous-jeux de données avec des concentrations ou des stocks calculés selon différentes épaisseurs de sol. Détail pour l'ensemble des profils (haut) et pour les profils avec $H_0:H_x$.

En ce qui concerne les données « sol », la disponibilité des données diminue avec l'accroissement de l'épaisseur des couches de sol considérées (pour le calcul de stocks ou de moyennes).

Comparabilité des sous-jeux de données

Du fait des effectifs réduits de profils disponibles pour notre étude, nous avons voulu vérifier la représentativité des sous-jeux de données pouvant servir à l'analyse. La comparaison des boxplots sur les données disponibles dans leur ensemble et pour les profils ayant un $H_0:H_x$ montre que les distributions des valeurs sont relativement similaires (Fig. F.4). Ceci laisse supposer que les échantillonnages de points sont équivalents en terme de représentativité des contextes forestiers français. Cependant, cette analyse reste optimiste dans la mesure où les variables sont considérées indépendamment les unes des autres, or l'analyse devra souvent s'effectuer sur des jeux de données complets.

Relations surface–profondeur

Du fait du plus grand nombre de données « sol » disponibles lorsque l'on s'intéresse uniquement à la surface, nous avons testé dans quelle mesure l'information contenue en surface pouvait intégrer l'ensemble du profil de sol. L'examen des relations entre concentration (ou stock ou autre valeur moyenne) en surface (0–10 cm) et concentration (ou stock ou autre valeur moyenne) en profondeur montre une variabilité d'autant plus forte que la couche est profonde (e.g. Fig. F.5). Les valeurs de surface ne sont donc pas toujours de bons indicateurs des valeurs en profondeur. Cependant, lorsque l'on compare les valeurs pour 0–10 cm et 0–100 cm ou 0–enracinement, on remarque que de bonnes relations peuvent exister pour certaines variables (e.g. P total, Ca échangeable) ce qui est encourageant pour une utilisation des valeurs de surface comme un proxy des valeurs à l'échelle du profil. En revanche, pour d'autres variables, comme Mg échangeable, le bruit dans la relation est plus fort, ce qui conduit à une incertitude plus forte dans l'évaluation des valeurs à l'échelle du profil lorsqu'on utilise des valeurs de surface.

Étude des relations entre l'indicateur de fertilité retenu et les descripteurs environnementaux

Méthodologie

Afin d'étudier les relations entre l'indicateur de fertilité du peuplement retenu ($H_0:H_{moy}$) et les descripteurs environnementaux disponibles dans la base de données, nous avons procédé par étapes.

Dans un premier temps, nous avons procédé à l'examen des nuages de points permettant de déceler et caractériser les relations pouvant exister entre $H_0:H_{moy}$ et les facteurs environnementaux. Cette approche exploratoire a révélé que si des tendances pouvaient être décrites, elles étaient lâches et bien souvent associées à un fort bruit statistique (Fig. F.6). Cela révèle la complexité des systèmes étudiés ; en effet, la fertilité dépend de multiples facteurs eux-mêmes possiblement en interaction, mais qui ne sont pas tous présents et décrits dans l'entrepôt de données *insense*.

Dans un deuxième temps, nous avons cherché à sélectionner les variables les plus pertinentes pour décrire la fertilité. Dans l'idéal, les variables retenues seraient fortement corrélées avec notre indicateur de fertilité et indépendantes entre elles. Pour ce faire, nous avons testé plusieurs méthodes statistiques parmi lesquels les forêts d'arbres décisionnels (*Random Forest*), la régression linéaire et la régression des moindres carrés partiels (ou « régression PLS » pour *Partial Least Square regression*, aussi appelée *Projection to Latent Structure*).

L'algorithme *Random Forest* est une technique d'apprentissage automatique. Nous l'avons utilisé sous son aspect « régression » afin de prédire $H_0:H_{moy}$. Notre objectif était de tester la possibilité et la robustesse de la prédiction, ainsi que de sélectionner les variables les plus importantes pour cette

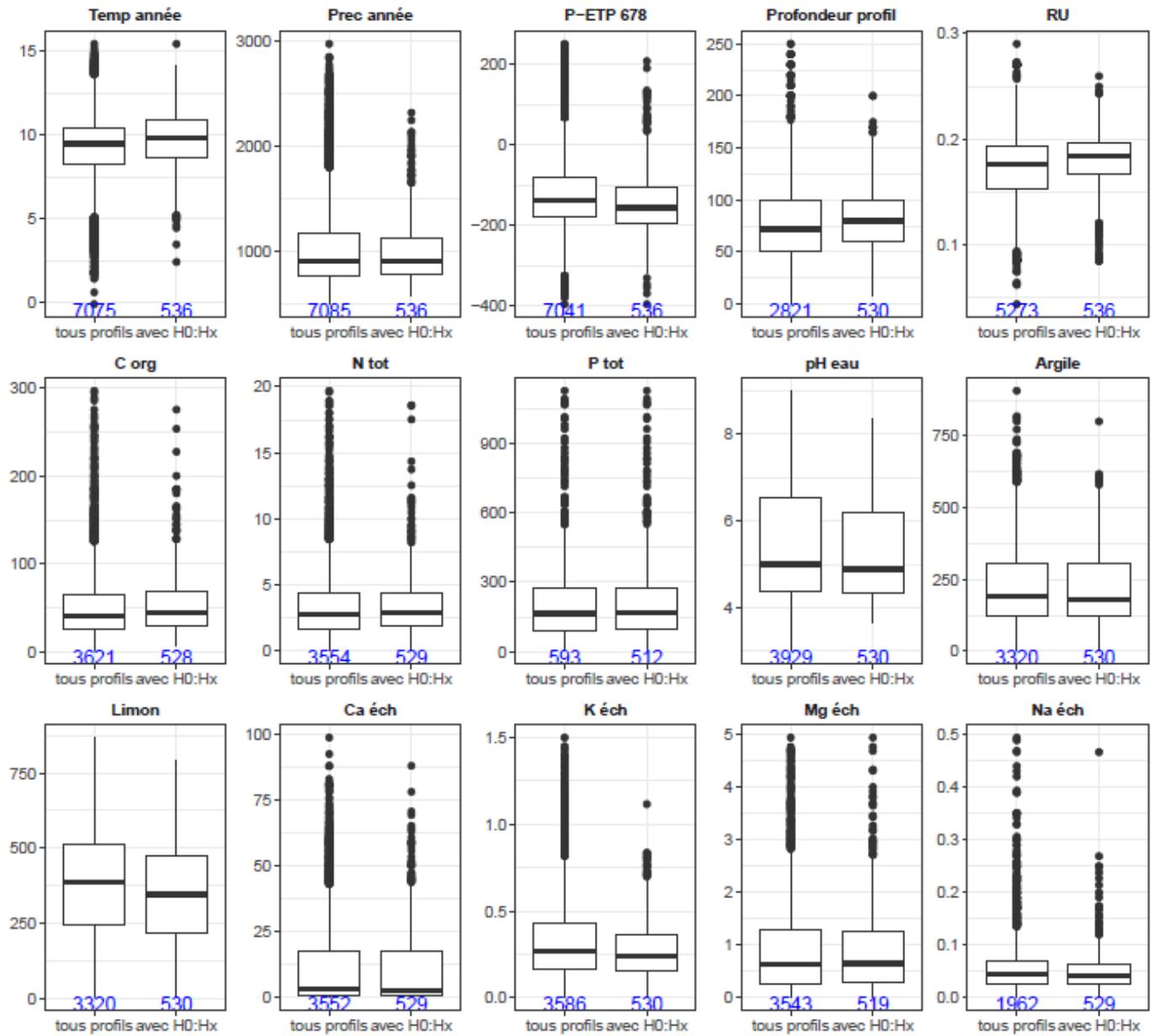


FIGURE F.4 – Comparabilité des sous-jeux de données selon que $H_0:H_x$ est renseigné ou non. Exemple d'une sélection de variables dont les données élémentaires sont des concentrations et où les données sol sont synthétisées pour la couche 0–10 cm. Les chiffres en bleu sont les effectifs en données disponibles. Notons que les résultats sont similaires pour les variables non-présentées mais aussi lorsque l'on s'intéresse à des couches de sol plus épaisses (auquel cas les effectifs sont moindres).

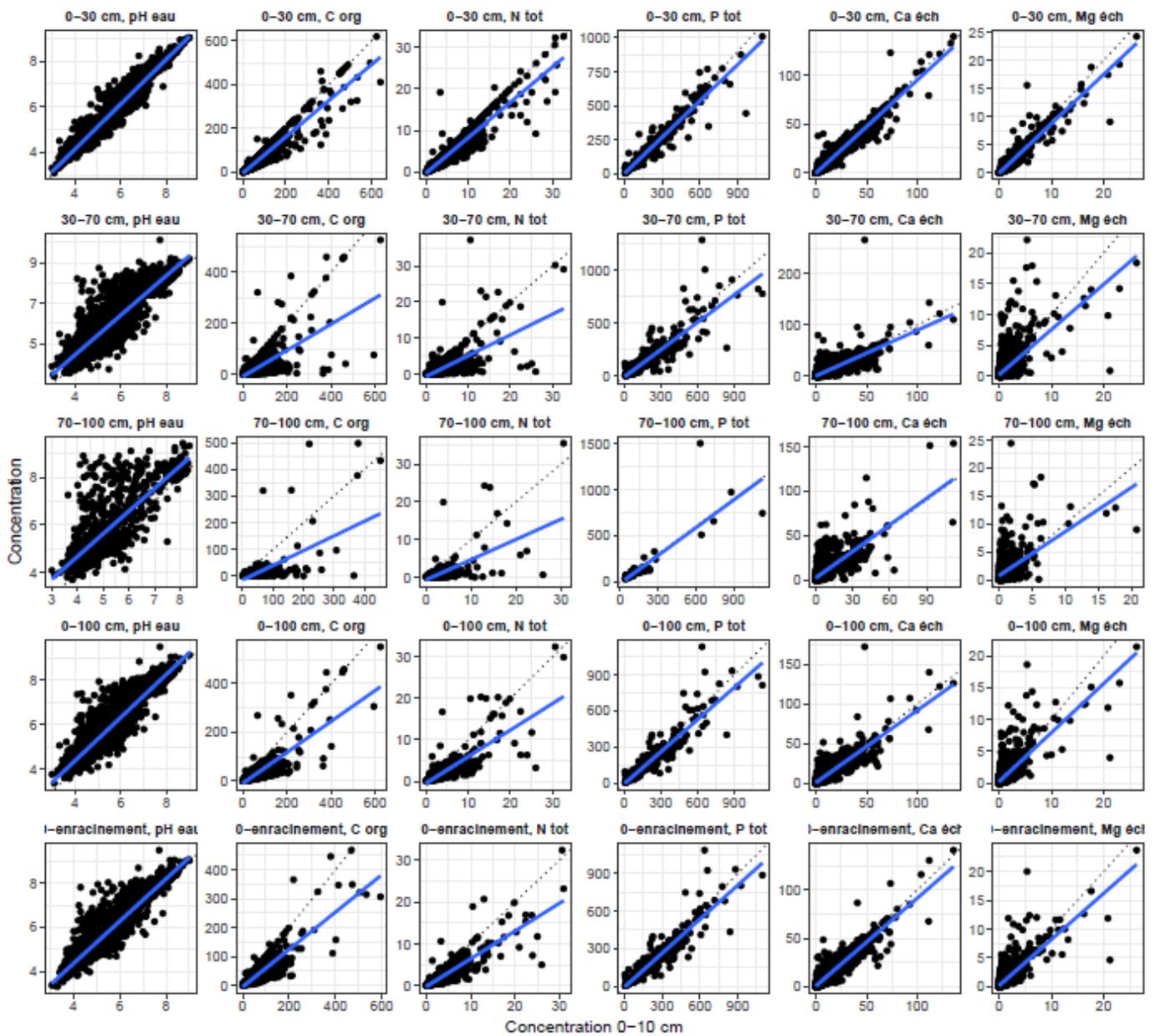


FIGURE F.5 – Relations surface–profondeur pour le pH et quelques concentrations élémentaires. La première bissectrice est tracée en pointillés noirs et la ligne bleue représente la régression linéaire entre les deux couches de sol.

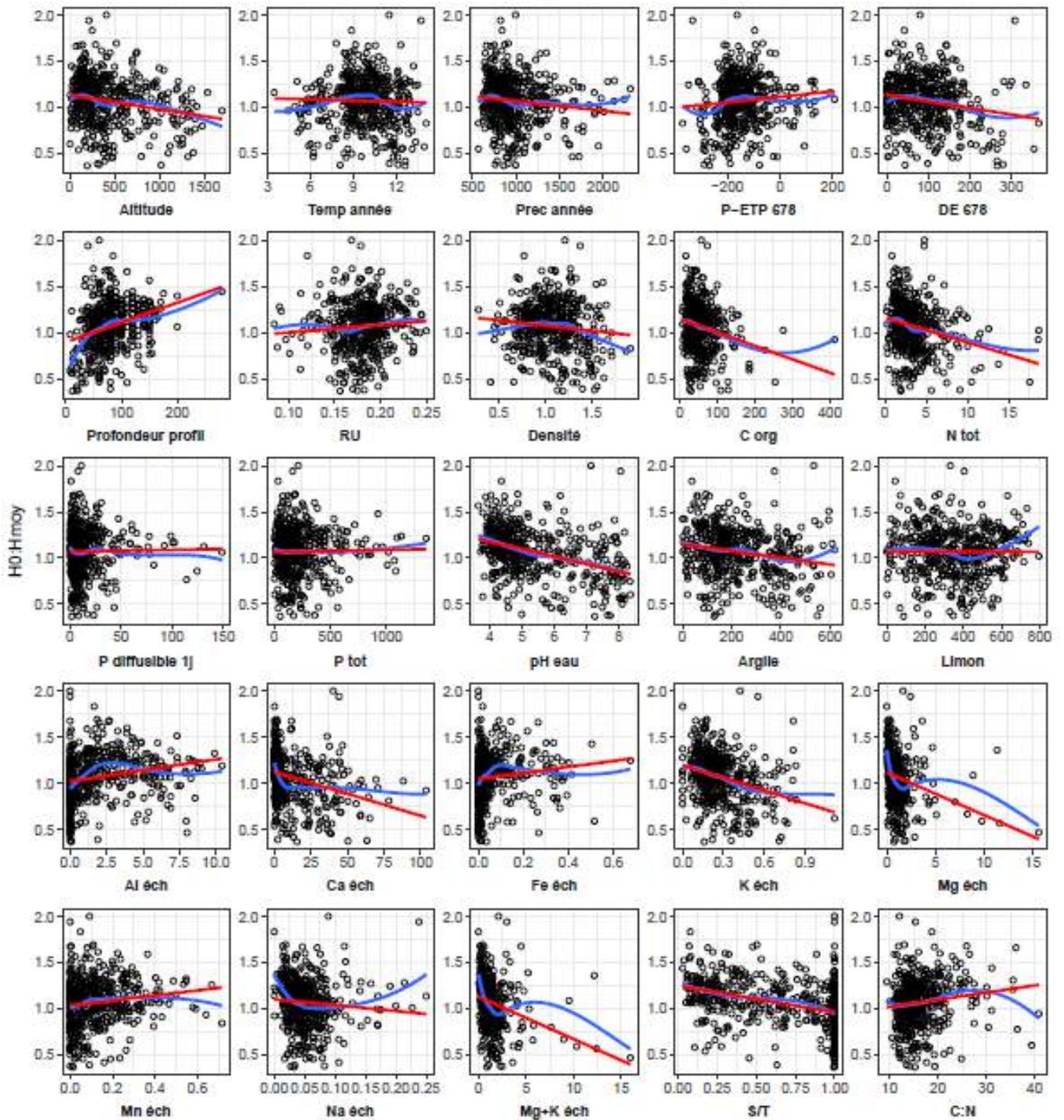


FIGURE F.6 – Nuages de points et régressions linéaire (rouge) et loess (bleu) montrant les relations existantes entre $H_0:H_{moy}$ et une sélection de variables. Exemple avec les données sol en concentration synthétisées pour la couche 0–10 cm et sans stratification.

prédiction afin de construire des modèles plus simples par la suite. Il s'est avéré que cette méthode n'était pas stable pour les modèles que nous voulions produire, l'importance des variables, et donc la sélection des variables les plus importantes pour la prédiction, variant très fortement entre deux exécutions de l'algorithme impliquant de légères modifications des conditions d'exécution. De plus, les variables retenues ne semblaient pas toujours pertinentes une fois que nous confrontions les résultats des *Random Forest* avec les nuages de points et la littérature. Les *Random Forest* semblaient rendre compte d'inter-corrélations auxquelles nous n'avions pas pensé. Retenir ce type de modèle dans le cadre de ce projet de recherche ne nous a pas semblé pertinent, dans la mesure où nous souhaitions pouvoir expliquer les résultats obtenus ou au moins être éclairés dans notre compréhension de la fertilité. L'approche par *Random Forest* a donc finalement été éliminée.

La régression linéaire a lors été envisagée puisque les modèles construits sont plus simples à appréhender et permettent de quantifier et de qualifier les relations obtenues. Cependant, la régression linéaire suppose la vérification d'un certain nombre d'hypothèses qui ne pouvaient pas toutes être validées dans notre cas, principalement la non-colinéarité des variables explicatives.

Nous avons donc choisi de nous focaliser sur la régression PLS. Cette méthode emprunte sa démarche à la fois à l'analyse en composantes principales (ACP) et à la régression. Plus précisément, la régression PLS cherche des composantes, appelées variables latentes, liées à X et à Y, servant à exprimer la régression de Y sur ces variables et finalement de Y sur X. Cette méthode présente plusieurs avantages, notamment de permettre l'inclusion de variables prédictives corrélées et d'utiliser un grand nombre de variables explicatives malgré un faible effectif de points. L'utilisation de la PLS se fait en deux étapes principales : la détermination du nombre optimal de variables latentes suivi de la détermination de l'importance des variables explicatives et leur contribution dans le modèle final (sens de corrélation et poids de la variable). Nous avons ainsi identifié les variables permettant le mieux d'expliquer la fertilité.

Très tôt dans notre exploration des données, il nous a semblé important de les stratifier afin de réduire le bruit associé à un modèle de fertilité global. Cette approche se justifie en partie par le nombre restreint de profils de sols participant à l'exploration des déterminants de $H_0:H_{moy}$. Plusieurs pistes ont été envisagées et testées parmi lesquelles une stratification par type de sol, région écologique, pH du sol, ou encore par zone climatique. Nous avons finalement opté pour une double-stratification par pH du sol (en séparant les sols acides avec un $\text{pH} < 5.5$ des sols basiques avec un $\text{pH} \geq 5.5$) et zone climatique (catégories d'après Charru et al. (2017)).

Résultats–Discussion

Les régressions PLS conduites sur les 536 profils (où l'information $H_0:H_{moy}$ est présente) et en utilisant les variables pédologiques pour la tranche 0–10 cm, mettent en évidence des relations significatives entre quelques variables d'ordre topographique, climatique et pédologique et notre indicateur de fertilité (Fig. F.7). Les variables qui contribuent significativement à expliquer la variabilité de $H_0:H_{moy}$ sont les suivantes : altitude, température moyenne annuelle, profondeur de sol, teneur en argile, pH eau, C organique, N total, Ca-Mg-K échangeables et le taux de saturation de la CEC (S/T).

Les résultats issus des PLS sur les autres tranches de sols (0–30 cm, 0–enracinement) sont similaires et convergent avec ceux obtenus par les autres approches mises en œuvre pour explorer les déterminants de la fertilité (régressions linéaires, corrélations...). Notons néanmoins que les relations entre les variables significatives mentionnées ci-avant et le $H_0:H_{moy}$ sont souvent très lâches (faibles corrélation, bruit fort) et parfois inverses à celles décrites dans la littérature. La stratification mise en œuvre (pH et zone climatique), dont l'objectif était de déconvoluer plus explicitement les déterminants de la fertilité, a permis d'affiner certaines relations existantes sur la population globale, mais n'a pas réellement permis de mettre en évidence des déterminants ou des relations spécifiques à certaines strates. Le faible nombre de profils de sols participant à cette recherche de déterminant en comparaison des 7091

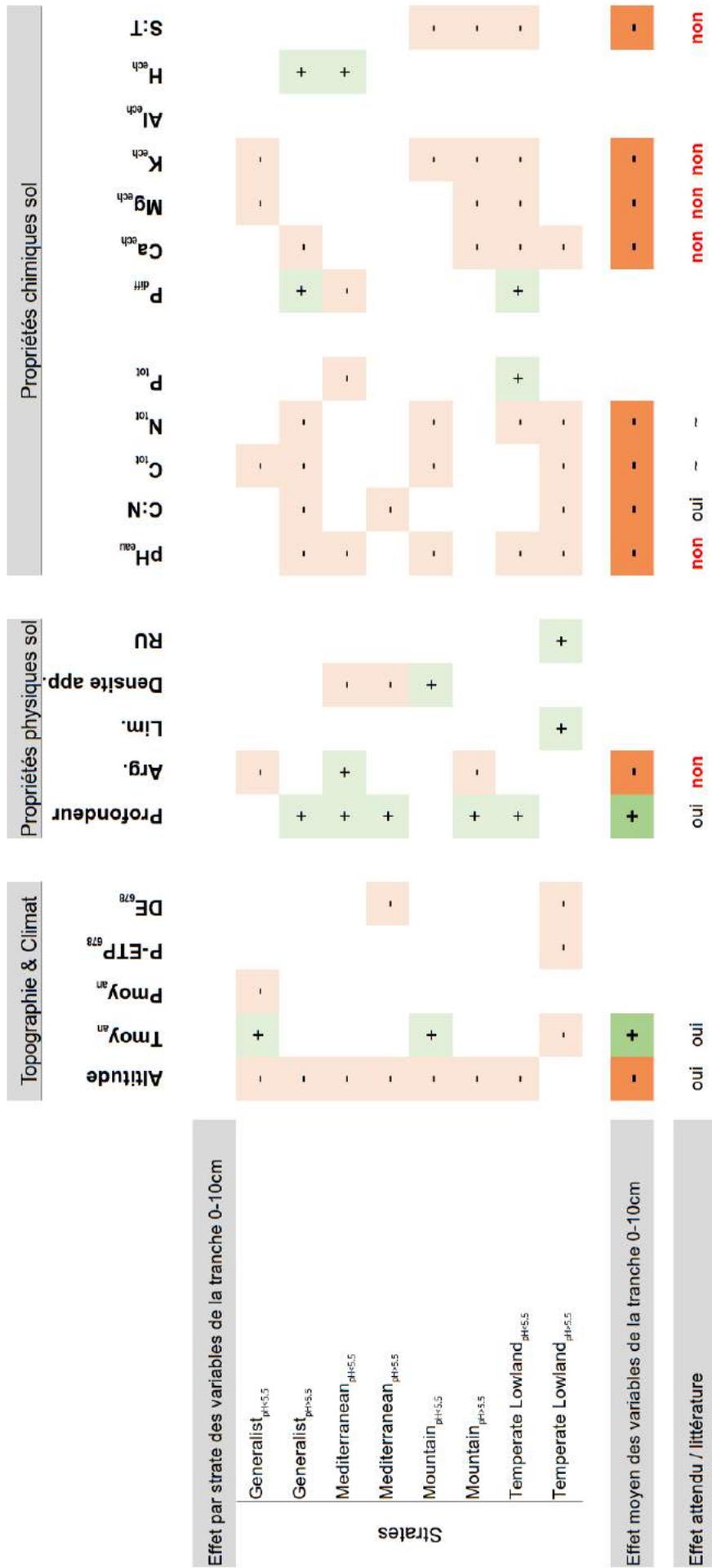


FIGURE F.7 – Synthèse des résultats des régressions PLS pour les données sol synthétisées en concentrations sur la couche 0–10 cm. Les « + » signalent des corrélations positives significatives de la variable avec le $H_0:H_{moy}$ et les « - » des corrélations négatives significatives.

profils présents dans l'entrepôt de données *insense* peut en partie expliquer ce constat.

Un classement des variables significatives (résultats des PLS) a ensuite été réalisé pour mettre en évidence le caractère attendu ou non de la relation entre les variables mentionnées ci avant et le $H_0:H_{moy}$. Pour les variables topographiques et climatiques, les relations sont celles décrites dans la littérature (e.g. négative pour l'altitude, positive pour la température) et participant aux modèles existants prédisant les indices de fertilité (e.g. *site index*). Excepté pour la profondeur de sol et le C:N, ce n'est pas le cas des variables pédologiques intégrées à cette étude : les relations sont inverses à celles décrites dans la littérature. A titre d'exemple, des relations négatives existent entre le pH eau, le S/T, les cations nutritifs (Ca, Mg, K) et le $H_0:H_{moy}$. Ces relations inattendues sont observées pour la population globale et pour la majorité des différentes strates. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces résultats :

1. Les erreurs et incertitudes associées au $H_0:H_{moy}$ ainsi qu'aux variables explicatives d'ordre pédologiques présentes dans la base, peuvent être fortes, ce qui pourrait brouter, voire biaiser, les relations. Néanmoins, les comparaisons entre le *site index* et $H_0:H_{moy}$ réalisées (Fig. F.1) ainsi qu'une exploration poussée des relations entre variables pédologiques (qui montre une certaine cohérence des données présentes) suggèrent que ces erreurs/incertitudes pourraient brouter les relations mais difficilement les inverser.
2. Les relations décrites dans la littérature sont très dépendantes du contexte, ce qui signifie que ces relations ne sont pas forcément avérées à une échelle plus large et que d'autres facteurs, non pris en compte dans cette étude, peuvent supplanter les paramètres pertinents dans un contexte donné.
3. Des travaux récents synthétisant des résultats acquis depuis plus de 20 ans sur un grand nombre de sites ateliers (SOERE Forêt...) ont permis de dégager une typologie de fonctionnement des écosystèmes forestiers basée sur l'importance des différentes composantes des cycles biogéochimiques, BIO et GEO. Lorsque la composante GEOchimique du cycle est prépondérante (apports par altération des minéraux du sol et/ou apports atmosphériques, voire remontées capillaires de nappes profondes importants), celle-ci apporte suffisamment de nutriments au système sol-plante pour assurer sa croissance, le réservoir sol participant ici grandement à la nutrition du peuplement. A l'inverse, lorsque la composante GEOchimique du cycle n'apporte que peu de nutriments au système sol-plante, les composantes BIOlogique (restitutions par les litières, récréation, etc.) et/ou BIOchimique (transferts internes à la plante) des cycles deviennent prépondérantes dans la nutrition du peuplement. L'importance de ces deux composantes est alors d'autant plus forte que la réserve en nutriments dans les sols est faible.

Ces travaux pourraient en partie expliquer les résultats obtenus dans le cadre de cette tâche et qui tendent à démontrer que la forte production de bon nombre d'écosystèmes forestiers (vue par le $H_0:H_{moy}$) ne repose pas sur la richesse chimique du sol (vue par le pH, S/T, cations nutritifs). Ces travaux démontrent que la fertilité des sols forestiers ne doit pas se limiter au concept agronomique de réservoir de nutriments disponibles dans les sols à un moment donné (aspect statique), la circulation d'éléments et le recyclage propre aux cycles biogéochimiques (aspect dynamique) étant cruciaux.

Conclusion

Les travaux menés dans le cadre de la tâche 4 mettent en évidence qu'il n'est pas possible à ce jour de correctement modéliser la fertilité (vue par le peuplement) à partir des données disponibles dans l'entrepôt de données *insense*. L'objectif premier de cette tâche était d'identifier les déterminants de la fertilité pour les écosystèmes forestiers français, de modéliser cette fertilité afin de l'intégrer dans l'évaluation de la sensibilité des écosystèmes aux exportations de biomasses. Au vu des résultats obtenus, il ne paraît pas raisonnable d'utiliser directement les relations inattendues et précédemment décrites pour évaluer la fertilité et rendre compte de la sensibilité des écosystèmes à l'exportation de

biomasse. Cependant, les relations négatives observées entre la richesse chimique du sol (vue par le pH, S/T, cations nutritifs) et le $H_0:H_{moy}$ ne signifie pas que la richesse chimique ne doit pas participer à l'évaluation de la sensibilité des écosystèmes à l'exportation de biomasse. En effet, la faible richesse chimique du sol peut être révélatrice d'une prépondérance des composantes BIOlogique (restitutions par les litières, récrétion, etc.) et/ou BIOchimique (transferts internes à la plante) des cycles : la gestion des exportations de biomasse est alors cruciale dans ces contextes, puisque la nutrition des peuplements repose majoritairement sur la composante BIOlogique des cycles. Par ailleurs, il ressort de ces travaux que la profondeur du sol se révèle être un paramètre pertinent et significatif permettant d'expliquer la fertilité et devant donc être pris en compte dans l'évaluation de la sensibilité.

Des améliorations substantielles de la base de données pourraient permettre une modélisation plus robuste de la fertilité des peuplements forestiers, voire permettre de mieux comprendre les relations trouvées ici et qui semblent contre-intuitives. Il est clair que l'augmentation de la densité d'échantillonnage couplant des données peuplement et sol sera bénéfique. En ce qui concerne les données sol, la standardisation des protocoles analytiques et une meilleure prise en compte du profil de sol sur des épaisseurs excédant 10 cm serait souhaitable. Pour ce qui est des données de description des peuplements, la systématisation et la standardisation des mesures de hauteurs dominantes et des âges, couplée à de meilleurs renseignements sur leur structure (en terme d'espèces présentes et d'espèces dominantes) ainsi que de leur conduite, serait souhaitable. La constitution d'une telle base pourrait se faire sur le long terme, par exemple dans le cadre de l'inventaire forestier national.

G Rapport de la tâche 5 du projet IN-SENSE



Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers
à un export supplémentaire de biomasse



Dominante d'approfondissement
Gestion des Milieux Naturels

Présenté par : Samuel DURANTE

Stage effectué du 13 mars 2017 au 25 août 2017

À l'Office National des Forêts, département Recherche, Développement et Innovation
8, Allée de Longchamp
54600 Villers-lès-Nancy

Maître de stage :
Noémie POUSSE

Enseignant-référent :
Bernard JABIOL

Soutenu le 10 octobre 2017

Année 2016 – 2017

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Photo de couverture : Samuel Durante.

Les rémanents laissés au sol ne gênent pas les promeneurs dans cette futaie régulière de Douglas.

(Haute-Loire, 43)

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

AgroParisTech

Office National des Forêts

Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse

Dominante d'approfondissement Gestion des Milieux Naturels

Maître de stage :
Noémie POUSSE

Enseignant-référent :
Bernard JABIOL

Présenté par : Samuel DURANTE

Soutenu le 10 octobre 2017

Année 2016 – 2017

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Résumé

En vue d'atteindre les objectifs internationaux de baisse des émissions de gaz à effet de serre, la biomasse forestière est une ressource de plus en plus utilisée. Cependant, l'export de cette biomasse s'accompagne la plupart du temps d'un export d'éléments minéraux présents dans les écosystèmes forestiers, ce qui pose la question de durabilité de ces pratiques. Cependant, les effets d'un export supplémentaire d'éléments minéraux ne sont pas systématiques et le forestier aimerait connaître les sols susceptibles de supporter un tel export sans compromettre la production de bois. Cette étude a pour objectifs de (i) définir des indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à partir d'analyses de sol en laboratoire et (ii) de construire et de tester un outil simplifié pour prédire cette sensibilité. Grâce à l'union de plusieurs bases de données ainsi qu'à une synthèse bibliographique, l'indicateur de sensibilité des sols forestiers retenu est la concentration en éléments nutritifs (Calcium, Magnésium, Potassium, Phosphore et Azote) dans l'horizon de surface. Cette même base de données a permis de construire des clés de déterminations qui prédisent la sensibilité d'un sol forestier à partir de 5 descripteurs du sol : la forme d'humus, la texture, la profondeur d'apparition de l'effervescence de la terre fine à l'acide chlorhydrique, la région écologique et la profondeur prospectable par les racines. Cet outil simplifié a ensuite été testé statistiquement et techniquement, en partant à la rencontre de potentiels utilisateurs. Plusieurs formes de l'outil ont été présentées : papier, tableur ou application mobile. Cette étude montre une démarche complète de développement d'un outil d'aide à la décision, depuis sa définition scientifique jusqu'à sa simplification pour un usage par des non-scientifiques. L'outil simplifié a été globalement bien accepté par les futurs utilisateurs, et les résultats des prédictions sont plutôt en accord avec les sensibilités théoriques calculées par les indicateurs.

Mots-clés : Bois-énergie, cycles biogéochimiques, écologie forestière, sciences du sol, transfert de connaissances.

Abstract

In order to complete international goal in terms of reducing our greenhouse gas emissions, forest biomass is now a valuable renewable energy source. However, exporting biomass from forest ecosystems may cause important nutrient losses. Negative effects of increased nutrient removal are not systematic. The forest managers wonder whether he can or not increase biomass harvesting without impairing long term forest productivity. This study follows two goals : (i) define forest ecosystem sensibility indicators from soil analysis and (ii) build and test a simplified tool which predict soil sensibility. After gathering databases and screening international literature, nutrient concentration in the top soil was chosen as the simplest and most accurate indicator of soil sensibility. With the same database we built determination keys which predict soil sensibility with only 5 parameters : humus form, top soil texture, depth to effervescence to hydrochloric acid, ecological area and rooting depth. We performed statistical evaluation of the simplified tool on independent data and evaluated it on the field with potential users. This study shows a complete research and development process, from the translation of scientific knowledge into an indicator of sustainable forest management to the simplification for appropriation. All questioned user agreed with the necessity of such indicator and appreciated the simplicity of diagnosis with our tool. Prediction results match pretty good with theoretical sensibility.

Keywords : Wood-energy, nutrient cycles, forest ecology, soil science, research and development

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

AgroParisTech – Direction de l'enseignement et de la vie étudiante – MAJ 17 mai 2017



Engagement de non plagiat

Principes

- Le plagiat se définit comme l'action d'un individu qui présente comme sien ce qu'il a pris à autrui.
- Le plagiat de tout ou parties de documents existants constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée
- Le plagiat concerne entre autres : des phrases, une partie d'un document, des données, des tableaux, des graphiques, des images et illustrations.
- Le plagiat se situe plus particulièrement à deux niveaux : Ne pas citer la provenance du texte que l'on utilise, ce qui revient à le faire passer pour sien de manière passive. Recopier quasi intégralement un texte ou une partie de texte, sans véritable contribution personnelle, même si la source est citée.

Consignes

- Il est rappelé que la rédaction fait partie du travail de création d'un rapport ou d'un mémoire, en conséquence lorsque l'auteur s'appuie sur un document existant, il ne doit pas recopier les parties l'intéressant mais il doit les synthétiser, les rédiger à sa façon dans son propre texte.
- Vous devez systématiquement et correctement citer les sources des textes, parties de textes, images et autres informations reprises sur d'autres documents, trouvés sur quelque support que ce soit, papier ou numérique en particulier sur internet.
- Vous êtes autorisés à reprendre d'un autre document de très courts passages in extenso, mais à la stricte condition de les faire figurer entièrement entre guillemets et bien sur d'en citer la source.

Sanction : En cas de manquement à ces consignes, la DEVE/le correcteur se réservent le droit d'exiger la réécriture du document sans préjuger d'éventuelles sanctions disciplinaires.

Engagement :

Je soussigné, Samuel Durante,

Reconnaît avoir lu et m'engage à respecter les consignes de non plagiat

À Pont-à-Mousson, le 12 septembre 2017

Signature :

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier tous les partenaires du projet Insensé (Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse) sans qui l'acquisition et la sauvegarde d'une base de données de sols forestiers n'aurait pas été possible : l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) (soutien financier), AgroParisTech, l'Institut national de la recherche agronomique (Inra), la chambre d'agriculture de l'Indre, le Département de la santé des forêts (DSF), l'Union européenne (Forest Focus, BioSoil), le Groupement d'intérêt scientifique Co-opérative de données sur la croissance des peuplements forestiers (GIScoop), l'Inventaire forestier national (IFN), les différentes unités de recherche (Laboratoire d'étude des ressources forêt-bois (LERFoB) et Biogéochimie des écosystèmes forestiers (BEF) à Nancy, InfoSol à Orléans, Interaction sol-plantes-atmosphère (Ispa) à Bordeaux et le laboratoire d'analyse du sol d'Arras), le Ministère de l'Agriculture ainsi que l'Office national des forêts (ONF).

Je voudrais adresser des remerciements particuliers à ma maître de stage Noémie Pousse qui m'a fait découvrir le monde merveilleux des vers de terre, dans la bonne humeur. N'oublions jamais que sans eux, nous ne sommes rien. Merci également à Laurent Augusto, Arnaud Legout et Bernard Jabiol pour leur oreille attentive à mes questionnements, d'ordre pédologique ou pas. Je remercie toute l'équipe de recherche et développement de l'ONF, et notamment Alexandre Piboule, mon coach C++ et Jean-Pierre Renaud, mon coach remise en question statistique. Dans le registre « données », je souhaite dire merci à Félix Brédoire, qui m'a préparé une base de données Insensé aux petits oignons, à Victor Moinard pour le partage de ses regroupements de stations, Claude Nys pour les descriptions de sol des Vosges, le LERFoB pour les jeux de validation si précieux. J'exprime également ma gratitude à Jacques Ranger qui a bien voulu faire partie du jury, afin d'apporter un regard extérieur et avisé.

Mes derniers remerciements vont surtout à toutes les personnes que j'ai rencontré sur le terrain et en réunion, dont vous trouverez une liste la plus exhaustive possible en page 37. Grâce à leurs remarques, les outils développés lors de ce stage ont pu être largement améliorés afin qu'il soient le plus facile d'usage à l'avenir.

Table des matières

Remerciements	1
Liste des figures	4
Liste des tableaux	4
Index des sigles et abréviations	5
Avant-propos	6
Introduction	7
1 Matériels et méthodes	10
1.1 Mise en place d'une base de données de sols forestiers français	10
1.2 Définition d'indicateurs de la sensibilité des écosystèmes pour cinq éléments nutritifs	11
1.2.1 Conversion stock – concentration	12
1.2.2 Changement de méthode ou de couche d'analyse	12
1.2.3 Conversion matière organique – azote.	12
1.2.4 Ajustement des seuils calculés	12
1.3 Vérification de la représentativité de la couche 0–10 cm	13
1.4 Combinaison de la sensibilité par élément en une sensibilité unique	13
1.5 Prédiction de la sensibilité par élément avec un outil basé sur la description du sol . .	14
1.5.1 Choix des descripteurs pertinents	14
1.5.2 Élaboration d'arbres de prédiction de la sensibilité par élément	14
1.6 Tests de la validité de l'outil simplifié	15
1.6.1 Validité statistique à différentes échelles	15
1.6.2 Tests d'appropriation de l'outil simplifié	15
1.7 Quantification de l'erreur de classement	17
2 Résultats	19
2.1 Seuils retenus pour la définition de la sensibilité des sols	19
2.2 Vérification de la représentativité de la couche 0–10 cm	19
2.3 Sensibilité prédite par les descripteurs	21
2.3.1 Choix des descripteurs pertinents	21
2.3.2 Simplification des descripteurs	22
2.4 Combinaison des sensibilités élémentaires pour un sol donné	23
2.4.1 Pondération de la sensibilité moyenne	23
2.4.2 Hétérogénéité des sensibilités élémentaires	23
2.4.3 Profondeur prospectable et sensibilité au C _{org}	24
2.5 Performances de l'outil simplifié et comparaison avec le guide Ademe (2006)	25
2.6 Appropriation de l'outil par les futurs utilisateurs	26
2.6.1 À l'échelle des forêts françaises.	26
2.6.2 Comparaison avec les recommandations des experts à l'échelle régionale . . .	27
2.6.3 Retour des futurs utilisateurs	28

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

3 Discussion	30
3.1 Seuils de sensibilité	30
3.2 Combinaison des sensibilités élémentaires	30
3.3 Descripteurs du sol choisis pour l'outil	31
3.4 Validation statistique et comparaison avec le guide Ademe	33
3.5 Acceptabilité de l'outil par le monde forestier	34
Conclusion	36
Liste des personnes rencontrées	37
Références bibliographiques	38
Annexes	41
I Distributions des concentrations et comparaison des seuils	42
II Stock en élément en fonction de la concentration en surface	43
III Évolution du stock en élément avec la profondeur	44
IV Justification du regroupement des classes de texture	45
V Protocole de relevé terrain	46
VI Fiche de relevé terrain	47
VII Détermination de l'humus sur le terrain	48
VIII Détermination de la texture sur le terrain	49
IX Clés de détermination de la sensibilité d'un sol	50
X Distribution des sensibilités analytiques combinées	53
XI Relation entre pH et forme d'humus	54
XII Biais de bio-indication du pH	54
XIII Relation entre la concentration en élément et le pH	55
XIV Relation entre la concentration en élément et la forme d'humus	56
XV Développement d'outils de diagnostic	57
XVI Correspondances avec la nomenclature de l'IFN	60
XVII Correspondances avec d'autres classifications	61

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Liste des figures

1	Localisation des profils de sols de la base de données Insensé	11
2	Localisation des profils de sols de la base de données BioSoil	11
3	Localisation des profils de sols de trois jeux de validation	16
4	Localisation des profils de sols du jeu de validation pour le Phosphore	16
5	Biais d'estimation de la sensibilité en fonction de la profondeur d'enracinement . . .	21
6	Panel des combinaisons possibles des sensibilités élémentaires	24
7	Concentration en C_{org} dans la couche 0–10 cm en fonction des formes d'humus . . .	25
8	Performances de la prédiction pour P_{tot} , en fonction du pH de la couche 0–10 cm . .	27
9	Localisation des tests sur le terrain	28

Liste des tableaux

1	Exemples de matrice de confusion entre sensibilités prédite et analytique	17
2	Modèles linéaires de conversion des seuils entre différentes couches de mesure ou méthodes d'analyse	20
3	Seuils retenus pour définir la sensibilité d'un sol à l'export supplémentaire de biomasse	20
4	Corrélations entre les stocks et les concentrations en éléments nutritifs	20
5	Variables conservées par l'algorithme de sélection	22
6	Évaluation de l'erreur induite par deux types de combinaison des sensibilités	23
7	Sensibilités analytiques des jeux de données de validation	25
8	Performances de prédiction de l'outil simplifié sur les jeux de validation	26
9	Sensibilité des forêts françaises à l'export des rémanents	27
10	Comparaison de la prédiction de l'outil avec les recommandations des experts locaux	28

Index des sigles et abréviations

Ademe Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.

Afes Association française d'étude des sols.

BEF Biogéochimie des écosystèmes forestiers.

CNPF Centre national de la propriété forestière.

CPCS Commission de pédologie et de cartographie des sols.

CRPF Centre régional de la propriété forestière.

DRAAF Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt.

DSF Département de la santé des forêts.

FCBA Institut technologique forêt, cellulose, bois-construction et ameublement.

GIScoop Groupement d'intérêt scientifique Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers.

IDF Institut de développement forestier.

IFN Inventaire forestier national.

IGN Institut géographique national.

Inra Institut national de la recherche agronomique.

Insensé Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse.

Irstea Institut national de recherche en sciences et techniques pour l'environnement et l'agriculture.

Ispa Interaction sol-plantes-atmosphère.

LERFoB Laboratoire d'étude des ressources forêt-bois.

MOS Réseau de suivi de la matière organique des sols.

ONF Office national des forêts.

PNRBSN parc naturel régional des boucles de la Seine normande.

RATD Réseau d'Appui Technique et de Développement.

RENECOFOR Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers.

Avant-propos

En 2006, l'Ademe a édité un guide traitant de la récolte raisonnée des rémanents en forêts (Cacot et al., 2006). Ce guide a été une première étape dans la prise en compte des effets de la récolte de biomasse sur les sols forestiers, qui ne sont souvent pas fertilisés ou amendés. En 2013 le projet Résobio (Landmann & Nivet, 2013) a démontré qu'il existait des effets de cet export de biomasse sur différents paramètres de l'écosystème (biodiversité, fertilité chimique, stockage de carbone, etc.), mais que ces effets n'étaient pas systématiques. Afin de consolider les recommandations émises en 2006 et de tenter d'aller plus loin, trois projets ont alors vu le jour : le projet Gerboise qui s'intéresse à traduire les avancées de Résobio en recommandations et à quantifier les exports réels de biomasse et minéralomasse lors de récolte d'arbres entiers, le projet Respire qui s'intéresse à l'impact de prélèvements accrus de biomasse sur l'écosystème forestier (réseau expérimental), et le projet Insensé, qui vise à élaborer des indicateurs fiables et simple pour évaluer la sensibilité des écosystèmes forestiers, à l'échelle française.

Le projet Insensé (Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse) s'est déroulé sur quatre années, avec les objectifs suivants :

- Phase 1** Synthèse bibliographique pour identifier les indicateurs pertinents de la sensibilité des écosystèmes forestiers
- Phase 2** Construction et harmonisation d'une base de données de sols forestiers à partir des données récoltées lors de projets antérieurs
- Phase 3** Élaboration d'un système-expert permettant de relier les descripteurs du sol (accessibles à un opérateur sur le terrain) avec les indicateurs de sensibilité
- Phase 4** Développement d'outils pratiques et tests dans divers contextes pour évaluer leur pertinence avec les besoins des futurs utilisateurs

Ce mémoire traite des phases 3 et 4 du projet Insensé. Le choix des indicateurs de sensibilité ainsi que toutes les démarches de simplification, de test de la validité de l'outil simplifié et du retour d'expérience des utilisateurs se retrouvent dans le corps de ce rapport. Ce dernier est construit de sorte à montrer un exemple de démarche de recherche et développement : depuis l'outil théorique jusqu'à la phase de test d'un outil simplifié. Les différentes formes d'outils testées sont présentées en annexe XV.

Introduction

À l'heure de la transition énergétique, il devient de plus en plus urgent de substituer les sources d'énergie fossiles par des sources d'énergie renouvelables. De manière courante, la biomasse permet par exemple de produire des denrées alimentaires, des matériaux de construction (bois d'œuvre notamment), mais c'est aussi une des énergies renouvelables les plus utilisées (Faaij, 2006; Bauen et al., 2009). En France, la biomasse solide (majoritairement forestière) représente environ 40 % de la production d'énergies renouvelables (Dussud et al., 2016). Il existe cependant une part de cette biomasse qui n'est aujourd'hui pas encore exploitée à des fins marchandes et qui est elle aussi une source potentielle d'énergie. Dans le cas forestier, cette biomasse supplémentaire correspond aux *rémanents forestiers*, que nous définirons ainsi (Landmann et al., 2009) :

« Les résidus d'exploitation constitués par les branches, bois, purges, débris végétaux divers laissés sur le parterre de coupe après exploitation et vidange des produits marchands. On distingue les gros rémanents (grumes abandonnées, souches, purges, houppiers non démembrés) des petits rémanents (rameaux, branches, écorces, houppiers démembrés). »

Les forêts françaises sont souvent installées sur des sols plutôt défavorables à la production (difficiles d'accès, plutôt pauvres, peu praticables par les engins) et ne bénéficient généralement pas de fertilisation minérale comme en agriculture (Badeau et al., 1999). Ces écosystèmes sont fragiles et la gestion de leur fertilité doit être minutieuse (Bonneau & Ranger, 1999; Jabiol et al., 2000). Les petits rémanents forestiers ne représentent qu'une faible proportion de la biomasse de l'arbre mais concentrent une grande partie des éléments nutritifs qu'il a puisés dans le sol (Merino et al., 2005; Augusto et al., 2008), et les effets de l'export de ces éléments hors de l'écosystème sur les propriétés du sol ont été démontrés (Johnson et al., 1991). Il est aujourd'hui avéré que la récolte des rémanents peut avoir des conséquences négatives sur l'écosystème forestier (Landmann & Nivet, 2013; Achat et al., 2015a) : modification de la fertilité chimique du sol, acidification du sol, perte de biodiversité, modification de la croissance des peuplements forestiers, diminution du stock de carbone (Achat et al., 2015b). Le rapport de Landmann & Nivet (2013) souligne que ces incidences ne sont cependant pas systématiques et dépendent notamment des caractéristiques écologiques du milieu, de l'âge du peuplement, du type de récolte.

Afin de continuer à développer une filière d'avenir — le bois-énergie — tout en gérant durablement les écosystèmes, le forestier a donc besoin d'indicateurs pertinents et fiables pour savoir quels écosystèmes peuvent supporter un export de biomasse supplémentaire. Seuls les indicateurs concernant le risque de modification de la fertilité chimique de l'écosystème seront abordés dans ce rapport.

Différents indicateurs provenant d'études et de contextes très variés ont été mis en avant (Achat, 2015). Un écosystème est diagnostiqué sensible lorsque l'épaisseur de litière est faible (Tamminen et al., 2012), l'épaisseur du sol est faible (Paré et al., 2002), la teneur en éléments nutritifs disponibles dans le sol est faible (Scott & Dean, 2006) ou que la teneur en matière organique est faible (Kimsey et al., 2011) ou forte (Achat et al., 2015b). Les sols acides sont souvent considérés sensibles (Turner & Lambert, 1986; Adams et al., 2000). Ces indicateurs sont cependant très liés au contexte, et le nombre d'études n'est pas suffisant pour mettre en relation à une échelle plus globale l'état initial du sol avec d'une part la quantité de minéraux exportés et d'autre part l'impact observé suite à la récolte supplémentaire. Des indicateurs plus élaborés ont parfois été construits : Tamminen et al. (2012) ou Adams et al. (2000) proposent des indices de charge (rapport entre la quantité de minéraux exportée

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

et la quantité disponible dans la litière ou le sol) ; Paré et al. (2002) établissent plutôt des bilans entrée-sortie complets des minéraux dans l'écosystème.

Contrairement au monde agricole, les forestiers ne sont pas habitués à analyser les sols (ce que les agronomes appellent « analyse de terre »), pour des raisons économiques principalement. En effet, la sylviculture a besoin d'informations fines spatialement, avec des flux économiques faibles par unité de surface. C'est pour cette raison que des guides techniques et des outils de diagnostics voient parfois le jour afin d'apporter des informations précieuses au gestionnaire sans qu'il n'investisse beaucoup (Paré et al., 2002; Cacot et al., 2006; Pinchot Institute, 2010; Putzgruber, 2016).

Cette étude poursuit deux objectifs principaux :

- (1) identifier et construire des indicateurs analytiques pertinents de la sensibilité des écosystèmes à l'export des rémanents, à partir d'analyses de sols réalisées sur l'ensemble du territoire français et de références issues de la littérature française,
- (2) simplifier les indicateurs analytiques en construisant un outil basé sur des descripteurs de sol, qui répond à un cahier des charges ambitieux. L'outil doit être simple à utiliser, calibré sur l'ensemble des données françaises de sol tout en restant valide à l'échelle locale, et peu coûteux (rapide, sans analyses en laboratoire).

Vers une définition de la sensibilité des sols à l'export de rémanents

Les éléments minéraux dans l'écosystème font l'objet d'un cycle biologique, qui correspond à « la circulation permanente de ces éléments entre les horizons du sol prospectés par les racines, l'arbre, la litière et enfin à nouveau le sol » (Ranger & Bonneau, 1984). Ce cycle n'est cependant pas fermé : il existe d'autres flux externes qui agissent comme des entrées ou des sorties d'éléments de l'écosystème. Il s'agit de l'altération des roches, des dépôts atmosphériques et de la fertilisation (flux d'entrée) ainsi que du drainage et des exports par l'exploitation forestière (flux de sortie). Le maintien de la fertilité chimique des sols, c'est-à-dire la disponibilité d'éléments assimilables par les racines en quantité suffisante, est déterminé par le bilan de ce cycle bio-géo-chimique. Ranger et al. (2011) indiquent que malgré la très forte efficacité de ces cycles, l'écosystème est plus stable lorsque les réserves du sol en éléments nutritifs sont grandes. Dans les sols pauvres, le cycle biologique est prépondérant par rapport aux autres flux. Une modification dans ce cycle (par exemple l'export des petites branches et du feuillage) peut impacter durablement la fertilité chimique de l'écosystème. Dans ce cas, l'écosystème est *sensible* à l'export des rémanents. Il est cependant assez difficile de mesurer tous ces flux (Ranger & Bonneau, 1984) de manière routinière sur un nombre important de sols et de contextes.

Nous sommes contraints à faire une première hypothèse : l'écosystème est sensible à l'export des rémanents si le stock du sol en éléments nutritifs est faible. Cet indicateur de stock d'élément est assez grossier mais est évoqué par de nombreuses études. Les indices de charges utilisent cette notion en la comparant à la quantité d'éléments exportés lors de des récoltes. Ainsi, même sur des sols assez riches, l'exportation peut être déconseillée si l'export est plus important que le stock présent. Le flux d'éléments exportés lors de l'exploitation est cependant complexe à quantifier, malgré des modèles de calcul de la minéralomasse performants (Augusto et al., 2008). En effet, ces calculs dépendent beaucoup du site et de l'essence considérés (Wernsdörfer et al., 2014). L'effet « site » n'étant pas totalement compris actuellement, la minéralomasse exportée n'est pas aisée à prédire à l'échelle nationale. L'indicateur analytique de la sensibilité du sol à l'export des rémanents sera, par conséquent, basé seulement sur les propriétés du sol.

L'objectif du travail consiste à produire un outil de prédiction de la sensibilité des écosystèmes. Les paramètres à relever pour l'opérateur seront obligatoirement des paramètres de surface. La prédiction d'un stock total (sur la profondeur d'enracinement) semble utopique avec des descripteurs de surface. La teneur en éléments nutritifs dans le premier horizon organo-minéral (horizon A) semble être un assez bon candidat pour indiquer la sensibilité du sol. En effet, pour les cations échangeables, le lieu de nutrition des arbres correspond à l'horizon le plus superficiel du sol et à la litière (van der Heijden et al., 2015). L'horizon A est le plus intégrateur des processus biogéochimiques puisqu'il est à l'interface entre les différents cycles. De plus, le passage par les concentrations nous affranchi de l'erreur commise lors de la mesure de la densité apparente (ou lors de sa prédiction avec les analyses

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

physico-chimiques, lorsqu'elle n'a pas été mesurée). Nous vérifierons dans un premier temps si la teneur en éléments nutritifs de l'horizon A reflète bien le stock global en éléments nutritifs sur la profondeur d'enracinement. En effet, pour les sols peu profonds mais concentrés en surface, le stock global risque de rester assez faible. De la même manière, les sols profonds pourraient renfermer un stock conséquent avec des concentrations de surface relativement faibles.

En se basant sur l'ensemble de ces travaux, la définition de la sensibilité à l'export des rémanents retenue dans cette étude implique des hypothèses assez fortes mais les plus probables selon les avancées scientifiques actuelles :

Un écosystème forestier est sensible à l'export supplémentaire de biomasse si la concentration en éléments nutritifs dans le premier horizon du sol est faible. Si cette concentration est forte, alors l'écosystème est peu sensible.

Les éléments considérés dans cette étude sont les cinq macro-éléments les plus étudiés : Calcium (Ca), Magnésium (Mg), Potassium (K), Phosphore (P) et Azote (N). Le choix de l'azote se justifie par sa relation étroite avec la teneur en matière organique des sols (rôle important dans les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols) ainsi que par son rôle nutritif pour certains écosystèmes forestiers surtout s'ils sont soumis à un export supplémentaire de matière organique (Bonneau et al., 1995). Achat et al. (2015b) ont montré qu'une quantité importante de carbone dans le premier horizon du sol impliquait une plus forte sensibilité de celui-ci à la sylviculture intensive. Nous étudierons cet aspect indépendamment des autres, puisque la relation concentration – sensibilité évolue dans le sens opposé en comparaison avec les cinq autres éléments.

Un sol forestier donné est ainsi caractérisé par cinq sensibilités élémentaires, se rapportant respectivement à chacun des cinq éléments nutritifs étudiés. Ces sensibilités sont définies en trois classes : faible, moyenne ou forte, selon la concentration de l'élément considéré. Afin de garantir la compatibilité avec les recommandations de gestion selon la sensibilité du sol, une sensibilité combinée unique sera construite, pour synthétiser l'information. Pour plus de clarté, nous distinguerons quatre formes de sensibilités pour un sol forestier donné :

- ▷ sensibilité élémentaire analytique : il en existe cinq (une par élément nutritif). Si la concentration (d'après les analyses en laboratoire) en élément est en-deçà d'un certain seuil, alors le sol est sensible pour cet élément. Si la concentration dans le premier horizon est au-delà d'un certain seuil, alors le sol est faiblement sensible. Si elle se trouve entre les deux seuils de concentration, alors le sol est moyennement sensible pour cet élément,
- ▷ sensibilité combinée analytique : c'est une sensibilité unique pour un sol donné. Il s'agit de la synthèse des cinq sensibilités élémentaires analytiques, selon un mode de combinaison qui sera défini dans cette étude,
- ▷ sensibilité élémentaire prédite : il en existe cinq (une par élément nutritif). Contrairement à la sensibilité élémentaire analytique, elle est établie par prédiction grâce à l'outil simplifié construit dans cette étude, à partir des descripteurs du sol. Ces descripteurs sont des paramètres mesurables sur le terrain, instantanément et facilement par l'opérateur avec des outils communs (bêche, tarière pédologique),
- ▷ sensibilité combinée prédite : c'est la synthèse des cinq sensibilités élémentaires prédites.

1 Matériels et méthodes

1.1 Mise en place d'une base de données de sols forestiers français

Une base de données commune (base de données Insensé) sur les sols forestiers français a été élaborée à partir de différentes sources de données en les harmonisant et en ne gardant, pour chaque site considéré homogène d'un point de vue pédologique, qu'un profil de sol décrit (description morphologique sur le terrain) et analysé (analyses physico-chimiques en laboratoire). Quatre sources de données ont été ainsi compilées. Chacune d'entre elles a été structurée de manière la plus fidèle possible au protocole d'acquisition puis elles ont été harmonisées en nomenclature (harmonisation des noms de tables et de champs, des codes et des libellés) et en structure (choix des informations et des relations entre elles). La structuration et l'harmonisation des données ont été réalisées grâce à des scripts SQL afin de garantir la traçabilité des opérations d'harmonisation et structuration effectuées. Les méthodes d'analyse et les profondeurs d'échantillonnage ont été harmonisées par la suite lors du traitement statistique des données. La répartition des 7213 profils pédologiques est présentée sur la figure 1. Les quatre sources de données compilées pour l'étude sont les suivantes :

EcoPlant. Il s'agit d'une base de données de relevés phyto-écologiques construite pour l'étude et la modélisation de la réponse de la végétation aux conditions écologiques (Gégout et al., 2005). Au total, 6291 profils de sol issus de 126 études de cette source ont été inclus dans la base de données Insensé. Ils ont tous été décrits par horizons et analysés par couche ou par horizon (le plus souvent, seul le premier horizon organo-minéral a été analysé).

GIScoop. 47 profils pédologiques décrits et analysés sur les sites expérimentaux des GIScoop Chênes et Douglas ont été inclus dans la base de données Insensé. Ils ont tous été décrits et analysés par horizons selon un protocole standardisé pour l'ensemble du réseau expérimental (Seynave et al., 2014).

RENECOFOR. Les données utilisées correspondent au niveau II du Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR). Pour les descriptions pédologiques de chaque site, une fosse parmi les deux décrites à l'installation du réseau (1994–1995) a été retenue, la description a été faite par horizon selon un protocole standardisé (Brêthes & Ulrich, 1997). Pour les analyses physico-chimiques de chaque site, les moyennes des analyses de sol des 5 composites issues de la deuxième campagne d'analyse (2007–2012) pour les couches 0–10, 10–20, 20–40 cm et les analyses réalisées sur fosses à l'installation du réseau pour les couches 40–80 et 80–100 cm ont été retenues. Au total, les 102 profils de cette source ont été inclus dans la base de données Insensé.

Donesol. Il s'agit de la base de données nationale structurant et regroupant les données ponctuelles et surfaciques des études pédologiques françaises (INRA, US 1106 InfoSol, 2015). Dans la base de données Insensé, 773 données pédologiques (description et analyses) ponctuelles issues de 5 études ont été incluses : 2 études concernent la description et l'analyse des sols de sites expérimentaux (ALTER, MOS), 2 études cartographiques (points sous forêt du Référentiel Régional Pédologique du département de l'Indre, typologie des stations forestières du Perche) et 1 étude de description et

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

analyse des sols du réseau de suivi des écosystèmes forestiers de niveau I (BioSoil Soil Evaluation France). Pour l'étude BioSoil, les descriptions issues de la première campagne Badeau et al. (1999) et les analyses physico-chimiques de la deuxième campagne réalisées par couche (Hiederer et al., 2011) ont été retenues après vérification de l'homogénéité temporelle des descriptions de sol (figure 2).

FIGURE 1 – Le plan d'échantillonnage de la base de données Insensé (N = 7213) n'est pas statistique, la base n'est donc pas représentative des forêts françaises.

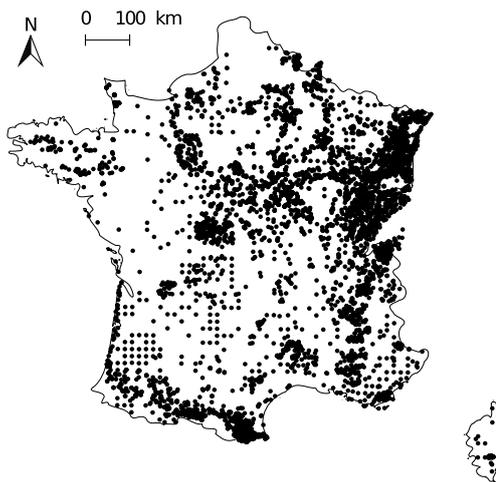
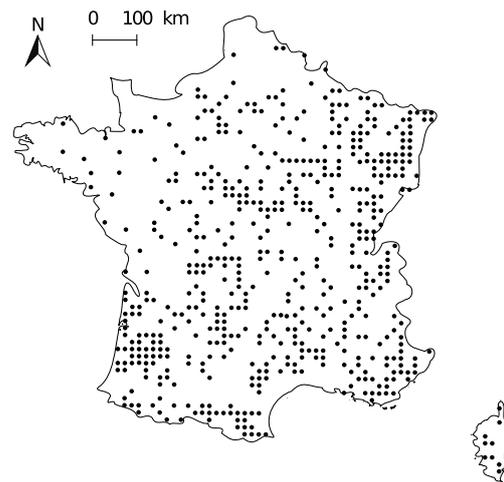


FIGURE 2 – La base de données BioSoil (N = 545) fait partie de la base de données Insensé, mais ce sous-échantillon a l'avantage d'être systématique (maille 16 × 16 km).



1.2 Définition d'indicateurs de la sensibilité des écosystèmes pour cinq éléments nutritifs

L'indicateur de la sensibilité des sols forestiers à l'export de biomasse retenu pour cette étude est la concentration en éléments nutritifs dans le premier horizon (horizon A) du sol. Cette définition pose cependant deux problèmes : d'une part, certains profils de la base de données ont été analysés par couche de profondeur et pas par horizon et d'autre part, la distinction des limites de l'horizon A est parfois difficile à faire, notamment pour des non-spécialistes. Nous avons donc dû définir une épaisseur de référence pour pouvoir utiliser un maximum de données. Cette profondeur a été choisie assez faible pour conserver le plus grand nombre de profils possible, mais assez élevée afin de limiter l'impact des erreurs de prélèvement (prélèvement dans la litière plutôt que dans l'horizon A par exemple). Compte-tenu de ces contraintes, la couche 0–10 cm a été définie comme couche de référence pour les analyses.

La concentration des cinq éléments nutritifs étudiés (Calcium, Magnésium, Potassium, Phosphore et Azote) dans la couche 0–10 cm du sol est mesurée pour la majorité des profils de sol de la base Insensé. Pour les cations échangeables (notés Ca_{ech} , Mg_{ech} et K_{ech}), les mesures ont été réalisées au pH du sol (extraction au chlorure de cobaltihexamine, NF X 31-130). Pour le Phosphore, la méthode retenue dans la base de données BioSoil est l'extraction du Phosphore total (noté P_{tot} dans la suite) à l'eau régale (NF ISO 22036). Il ne s'agit pas la méthode classiquement utilisée pour les sols forestiers, mais P_{tot} étant assez bien corrélé aux autres fractions du Phosphore (Achat et al., 2016), la compatibilité des indicateurs avec d'autres jeux de données est préservée. Il explique aussi bien la remobilisation foliaire en phosphore que la teneur du sol en Phosphore assimilable (Achat et al., 2017, soumis). L'Azote total (noté N_{tot}) et le Carbone organique (noté C_{org}) sont mesurés après combustion sèche de l'échantillon (NF ISO 13878 et NF ISO 10694, respectivement).

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

1.2.1 Conversion stock – concentration

Les études portant sur la fertilité chimique des sols avaient souvent pour but de produire des recommandations en vue d'une fertilisation des sols. Ces données sont la plupart du temps disponibles en masse d'oxydes par unité de surface. Baize (2000) donne des coefficients pour passer de données en masse d'oxydes à des masses d'éléments. À partir des recommandations en masse d'élément à l'hectare (stock, noté S) et en connaissant l'épaisseur e des couches de sol concernées et leur densité apparente d_{app} , on peut obtenir des seuils en concentration (masse d'élément par unité de masse de sol) avec l'équation (1). Pour les cations échangeables, ces seuils ont été ensuite convertis en centimoles de charges positives par unité de masse ($\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$) par l'équation (2).

$$[C] = \frac{S}{d_{app} \cdot e} \cdot 10^{-2} \quad \text{avec} \quad \begin{cases} [C] : \text{la concentration en élément (g kg}^{-1}\text{)} \\ S : \text{le stock en élément (kg ha}^{-1}\text{)} \\ d_{app} : \text{la densité apparente du sol (g cm}^{-3}\text{)} \\ e : \text{l'épaisseur de la couche de sol (cm)} \end{cases} \quad (1)$$

$$c = \frac{[C] \cdot v}{M} \cdot 10^2 \quad \text{avec} \quad \begin{cases} [C] : \text{la concentration en élément (g kg}^{-1}\text{)} \\ c : \text{la concentration en charges (cmol}^+ \text{kg}^{-1}\text{)} \\ v : \text{la valence du cation} \\ M : \text{la masse molaire du cation (g mol}^{-1}\text{)} \end{cases} \quad (2)$$

1.2.2 Changement de méthode ou de couche d'analyse

Les cations échangeables (Ca_{ech} , Mg_{ech} et K_{ech}) ont parfois été extraits par une solution tamponnée à pH 7 (méthode à l'acétate d'ammonium, NF X 31-108). Pour Ca_{ech} et Mg_{ech} , il n'est pas nécessaire d'effectuer de correction, les quantités extraites par les deux méthodes ne sont pas significativement différentes dans un contexte acide (Ciesielski et al., 1997). Pour K_{ech} en revanche, nous avons transformé les seuils lorsque c'était nécessaire pour avoir des valeurs mesurées au pH du sol (Ciesielski et al., 1997). Pour le Phosphore, les recommandations disponibles dans la littérature correspondent à des concentrations en Phosphore assimilable mesurées par la méthode Duchaufour & Bonneau (1959). Une régression log-linéaire sur la base de données nous a permis d'exploiter ces seuils en les convertissant en Phosphore total.

Selon la publication, les seuils de sensibilité sont proposés pour des couches superficielles (0–20 cm par exemple) ou pour des profils complets (0–70 cm le plus souvent). Des régressions linéaires (avec ou sans log-transformation) ont été établies entre les concentration des différentes couches pour permettre l'utilisation des seuils sur la couche 0–10 cm. Dans chaque cas, les hypothèses de linéarité et d'homoscédasticité ont été vérifiées. Les traitements statistiques ont été réalisés avec le logiciel R (R Core Team, 2017).

1.2.3 Conversion matière organique – azote.

L'Azote total est un élément assez peu étudié en forêt. Pour obtenir des seuils de sensibilité, il a été parfois nécessaire d'utiliser des valeurs calculées pour la matière organique. Cette dernière étant environ composée pour moitié de carbone dans les sols forestiers tempérés (Baize, 2000; Pribyl, 2010), nous avons calculé des seuils pour l'Azote total en considérant un rapport C_{org}/N_{tot} (noté $r_{C:N}$ moyen sur la base de données BioSoil).

1.2.4 Ajustement des seuils calculés

Le classement des sols en trois catégories de sensibilité à l'export supplémentaire de biomasse doit être le plus équilibré possible à l'échelle de la France afin de faciliter d'une part l'acceptation de l'outil par les utilisateurs, et d'autre part la calibration de l'outil simplifié (effectif suffisant dans chaque classe). De plus, certaines études ont été réalisées dans des contextes bien précis, ce qui diminue la légitimité d'extrapoler de tels seuils sur l'ensemble de la France. Il a donc été nécessaire de modifier les seuils calculés pour que les classes de sensibilité puissent être représentatives de

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

l'ensemble des sols forestiers français. Les études réalisées en contexte acide (Bonneau (1995) par exemple) conduisent à sur-estimer le nombre de sol peu sensibles à l'échelle de la France et à sous-estimer le nombre de sol moyennement sensibles. Seuls les seuils du Calcium et du Magnésium ont été modifiés ainsi. La base de données Insensé n'étant pas représentative des forêts françaises (voir figure 1), la définition des seuils de concentration a été réalisée sur un sous-échantillon de la base de données : les mesures du projet européen BioSoil, disposées selon une maille systématique 16×16 km. Comme l'échantillonnage de BioSoil est systématique, les points obtenus sont statistiquement représentatifs des sols forestiers français (Badeau et al., 1999). On peut alors s'assurer qu'à l'échelle française, les trois classes de sensibilité ne sont pas trop déséquilibrées.

1.3 Vérification de la représentativité de la couche 0–10 cm

Cette hypothèse forte a été vérifiée de deux façons. D'abord les corrélations entre les stocks sur la profondeur d'enracinement et les concentrations sur la couche 0–10 cm ont été calculées (par le coefficient de corrélation de Pearson, noté r). Les seuils ajustés ont ensuite été transformés en seuils de stock sur la profondeur d'enracinement (avec les relations établies précédemment). Nous avons ainsi pu élaborer des sensibilités analytiques basées sur le stock d'élément, afin de vérifier si les résultats étaient cohérents avec ceux obtenus par les concentrations dans la couche 0–10 cm.

1.4 Combinaison de la sensibilité par élément en une sensibilité unique

Un sol donné est caractérisé par cinq sensibilités élémentaires (une par élément). La sensibilité combinée est une synthèse de ces cinq sensibilités élémentaires et permet de faire des recommandations de gestion pour le sol concerné. Les méthodes de combinaison développées ci-après sont valables pour des sensibilités analytiques ou prédites par l'outil simplifié.

L'option la plus simple et la plus prudente pour les écosystèmes forestiers est de considérer que la sensibilité combinée est égale à la plus forte des sensibilités élémentaires (on se base sur l'élément le plus limitant de l'écosystème).

La seconde option est de réaliser une moyenne (potentiellement pondérée) des cinq sensibilités élémentaires. La sensibilité moyenne a été calculée en considérant des valeurs numériques pour les sensibilités élémentaires (notées x_i) : $x_i = 0$ pour une sensibilité faible, $x_i = 0,5$ pour une sensibilité moyenne et $x_i = 1$ pour une sensibilité forte. Les poids attribués aux éléments sont notés w_i , et leur somme vaut 1. La moyenne μ pour chaque sol est donc comprise entre 0 et 1 et correspond à la moyenne arithmétique des sensibilités « numériques » pour les 5 éléments (équation 3). Si $\mu < 0,25$, alors l'écosystème est globalement faiblement sensible. Si $\mu > 0,75$, alors l'écosystème est fortement sensible. Dans les autres cas, l'écosystème est moyennement sensible. Un écart-type σ des sensibilités « numériques » pour un sol donné a également été considéré (équation 3), afin de quantifier l'hétérogénéité des sensibilités pour ce sol. Si la moyenne est pondérée, alors l'écart-type correspond à la racine carrée de la variance pondérée (Galassi et al., 2017, p. 278). Lorsque σ est proche de 0, les sensibilités élémentaires sont concordantes. Plus σ est grand, plus les sensibilités élémentaires sont discordantes (le sol est très sensible vis-à-vis de certains éléments et très peu sensible vis-à-vis d'autres).

$$\mu = \sum_{i=1}^5 w_i x_i \quad \text{et} \quad \sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^5 w_i (x_i - \mu)^2}{1 - \sum_{i=1}^5 w_i^2} \quad \text{avec} \quad \begin{cases} x_i : \text{les sensibilités élémentaires} \\ w_i : \text{les poids associés aux éléments} \\ \sum_{i=1}^5 w_i = 1 \end{cases} \quad (3)$$

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

1.5 Prédiction de la sensibilité par élément avec un outil basé sur la description du sol

1.5.1 Choix des descripteurs pertinents

Pour chaque profil de la base de données et pour chaque élément nutritif, une sensibilité analytique élémentaire peut être calculée à partir des analyses en laboratoire et des seuils précédemment définis. La première étape de simplification consiste à modéliser cette sensibilité analytique par élément avec des variables mesurables par l'opérateur sur le terrain : les descripteurs. Afin de déterminer quels sont les descripteurs pertinents pour chaque élément nutritif, nous avons utilisé la méthode des forêts d'arbres aléatoires (Breiman, 2001) appliquée à la sélection de variables (Genuer et al., 2010). Les variables testées sont celles qui peuvent être facilement relevées sur le terrain : la forme topographique, l'exposition, la pente, la forme d'humus (AFES & Baize, 2009; Jabiol et al., 2007), l'essence majoritaire, la profondeur d'apparition de l'effervescence à HCl (acide chlorhydrique), la texture de l'horizon de surface (Jamagne, 1967). Quelques variables cartographiques ont également été ajoutées : la grande région écologique (Cavaignac, 2009), le substrat géologique (Bd Million-Géol, BRGM) et le bilan hydrique climatique estival (Piedallu, 2012). La couleur du sol aurait pu être un bon indicateur puisque les teintes rouges sont corrélées à la teneur en fer oxydé (Fe^{3+}), et les teintes foncées à la teneur en matière organique. Le nombre de données disponibles dans la base Insensé ne nous a cependant pas permis de l'intégrer dans le lot de descripteurs potentiels.

Le traitement a été réalisé avec le logiciel R (R Core Team, 2017), grâce au package VSURF (Genuer et al., 2015). L'outil devant être unique pour tous les éléments et rester simple, le choix des descripteurs sera parcimonieux, tout en essayant de prédire au mieux chaque élément. Les variables pré-sélectionnées correspondent à celles données par l'étape « prédiction » de l'algorithme utilisé. La probabilité de bon classement obtenue avec les prédictions du meilleur modèle sera ensuite comparée à celle du modèle contenant toutes les variables disponibles.

1.5.2 Élaboration d'arbres de prédiction de la sensibilité par élément

L'objectif de cette étape est de créer un modèle prédictif des classes de sensibilités (par élément) en utilisant seulement les descripteurs du sol déterminés dans l'étape précédente. Ces descripteurs sont facilement mesurables sur le terrain, mais il faut aussi que le modèle soit simple à utiliser pour le public visé (gestionnaires forestiers). Un modèle de type *Random forest* n'est pas très adapté au transfert puisqu'il est nécessaire de posséder les données de calibration du modèle et être capable d'utiliser *Random forest* pour prédire la sensibilité à partir des descripteurs (modèle non paramétrique). Une seconde solution est un modèle paramétrique non-linéaire (modèle logistique multinomial ordinal). La taille de l'échantillon, le nombre de modalités et la répartition des points pour chaque modalité ne permet pas d'avoir des estimations précises pour les paramètres du modèle. Pour certaines modalités, l'estimation des paramètres est impossible. Un modèle de ce type est également assez lourd à transférer pour les futurs utilisateurs.

Finalement, un modèle assez simple utilisant des clés de détermination a été retenu. Les arbres de prédiction des sensibilités élémentaires à partir des descripteurs du sol (un arbre par élément) ont été construits à partir d'histogrammes et de tableaux croisés pour classer les profils de la base, en essayant de créer des groupes de sensibilité homogènes. L'avantage de cette technique est de garder une certaine cohérence dans la formation des groupes, surtout lorsque les effectifs de certaines modalités sont faibles. De plus, elle permet de purifier certaines classes de sensibilité (ici les sensibilités forte et faible). Une certaine liberté est également possible quant à la prise en compte de l'interaction entre les variables. Lorsque le nombre de points l'autorise, les bifurcations de l'arbre peuvent être plus nombreuses.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

1.6 Tests de la validité de l'outil simplifié

1.6.1 Validité statistique à différentes échelles

Le test de validité statistique pour tous les éléments s'est effectuée sur 4 jeux de données indépendants, qui ne font pas partie de la base de données Insensé présentée plus haut ou qui n'ont pas été utilisés pour calibrer les outils de prédiction (figures 3 et 4). Les tests ont été réalisés élément par élément (comparaison de la sensibilité élémentaire prédite et de la sensibilité élémentaire analytique). Pour apprécier le gain de performance par rapport aux outils préexistants, la validation a été menée de la même manière en comparant le classement du guide Ademe (2006) et la sensibilité analytique. Le guide a été utilisé de deux manières différentes : avec la forme d'humus du référentiel pédologique (AFES & Baize, 2009) ou bien avec le pH-bioindiqué (Gégout et al., 2003), obtenu à partir de la carte française interpolée des pH-bioindiqués (AgroParistech-ENGREF & IFN, 2008). Dans tous les jeux de données utilisés, le Phosphore a été analysé avec la méthode Duchaufour & Bonneau (1959). Une conversion a donc été réalisée au préalable afin de pouvoir appliquer les seuils en Phosphore total.

Les jeux de validation à l'échelle nationale ne sont pas représentatifs des forêts française (voir figures 3 et 4), il s'agit d'une vérification de la validité plutôt que d'une validation statistique au sens propre.

Échelle nationale.

- Nous avons pu disposer d'un jeu de données indépendant ($N = 281$, Pinto (2016)) réparti sur l'ensemble du territoire français, dans des contextes assez variés. Les analyses ont été réalisées sur la couche 0–5 cm.
- La validité de l'outil malgré les conversions entre méthodes d'analyse pour le Phosphore a été testée avec un sous-échantillon de la base de données Insensé ($N = 1074$), qui n'a pas été utilisé pour calibrer l'outil de prédiction. Profondeur d'échantillonnage : couche 0–10 cm.

Échelle locale. L'outil a vocation à être utilisé à une échelle régionale (directives d'aménagements, schémas de gestion sylvicole) ou plus locale, à l'échelle du massif forestier voire de la parcelle. Deux jeux de données à cette échelle nous ont permis de tester la validité de l'outil simplifié par rapport aux analyses effectives du sol :

- 119 points à Rupt-sur-Moselle, données collectées selon une maille de 250 m × 250 m, par le LERFoB à Nancy (Pinto, 2016; Piedallu et al., 2010). Profondeur d'échantillonnage : couche 0–5 cm.
- 67 points dans les forêts vosgiennes, données collectées par l'unité BEF de l'Inra (Champoux) dans le cadre d'expertises sur la fertilité chimique des sols (Legout et al., 2014). Profondeur d'échantillonnage : couche 0–15 cm.

1.6.2 Tests d'appropriation de l'outil simplifié

L'outil simplifié doit être valable scientifiquement, mais il doit également être accepté et utilisé par le public ciblé : les gestionnaires, les propriétaires, parfois les exploitants. L'intégralité de la filière doit être prise en compte pour s'assurer que l'outil est conforme aux attentes des potentiels utilisateurs. Ces attentes peuvent être techniques, mais aussi sociales, économiques ou politiques.

Sensibilité des sols forestiers français. Au vu du contexte énergétique actuel de la société et des enjeux qui pèsent sur la ressource biomasse forestière, il est impensable par exemple que l'outil simplifié classe une majorité de sols forestiers en sensibilité forte. De la même manière, si tous les sols sont classés faiblement sensibles, le diagnostic est inutile et les quelques sols sensibles seront exploités. La vérification de cette répartition à l'échelle française a été menée sur les relevés de l'IFN (Hervé et al., 2014) entre 2005 et 2015 (nouvelle méthode). Cet inventaire est statistique mais le poids de chaque point n'est pas disponible. Dans les zones de montagne, un point d'inventaire est

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

FIGURE 3 – Répartition de trois jeux de données de validation : à l'échelle nationale (281 points, représentés par les points noirs), 121 points à Rupt-sur-Moselle (cercle) et 67 points du programme Regesol (triangle).

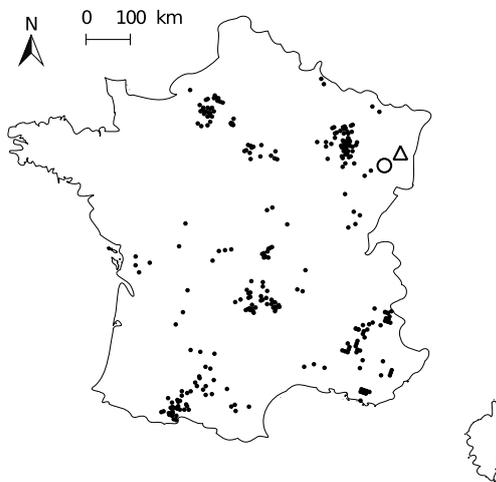
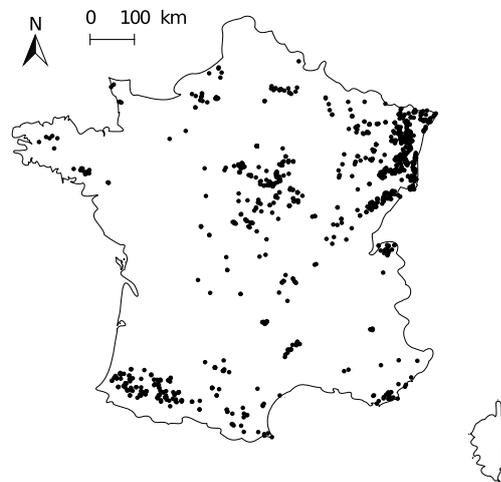


FIGURE 4 – Répartition du jeu de validation utilisé pour le Phosphore. Il s'agit de 1074 points de la base Insensé qui n'ont pas été utilisés pour calibrer l'outil simplifié (pas d'analyse du Phosphore total).



constitué de plusieurs relevés dans la même maille, mais publiés avec les mêmes coordonnées géographiques. Lorsque c'était le cas, nous avons gardé qu'un seul des relevés (par tirage aléatoire) afin de ne pas leur donner un poids trop important. À l'inverse, certaines zones très homogènes ont des densités d'échantillonnage deux fois moins fortes (Institut national géographique et forestier, 2016, p. 4). Dans ces cas là, il est impossible de retrouver le poids associé à chaque point. Le pourcentage de points forestiers des zones homogènes est donc sous-estimé dans notre calcul.

Adéquation avec les travaux des experts. Dans certaines régions, le guide Ademe (2006) a été adapté au contexte local grâce aux connaissances du terrain et à l'expérience des personnels. En Franche-Comté par exemple, nous avons pu comparer le classement des stations forestières donné par A. Zipper (chargé de mission sylviculture à la direction régionale de Franche-Comté) avec celui de l'outil Insensé, d'un point de vue de la sensibilité à l'export d'éléments minéraux. La base de données d'A. Zipper comprenait d'une part des éléments de description du sol typique de chaque station forestière franc-comtoise et d'autre part la sensibilité de la station à un export de minéraux, estimée à dire d'expert.

Adéquation avec les problématiques quotidiennes des acteurs de la filière. L'outil simplifié est calibré statistiquement à différentes échelles, mais le résultat doit aussi correspondre aux attentes socio-économiques locales. Les contextes forestiers français sont assez divers, et l'objectif était d'avoir un retour des utilisateurs potentiels dans chacun de ces contextes. Les différents organismes forestiers ont été sollicités pour organiser des visites sur le terrain et/ou des conférences avec des utilisateurs potentiels : ONF, Inra, Institut technologique forêt, cellulose, bois-construction et ameublement (FCBA), Centre national de la propriété forestière (CNPFF), Institut national de recherche en sciences et techniques pour l'environnement et l'agriculture (Irstea), le parc naturel régional des boucles de la Seine normande (PNRBSN), experts forestiers, gestionnaires indépendants, bureaux d'études. Pour chaque test d'appropriation de l'outil, la démarche globale a été présentée ainsi que différentes formes de l'outil (papier, application mobile, terminal de saisie). Pour plus de détail sur la conception concrète des outils, se reporter à l'annexe XV.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

1.7 Quantification de l'erreur de classement

Quelque soit la comparaison à effectuer, nous avons utilisé les mêmes indices pour quantifier l'accord entre deux classements de sensibilité de sol. Il suffit que les deux classements à comparer aient des classes identiques (typiquement : sensibilité faible, moyenne ou forte). Une telle comparaison peut se résumer par une matrice de confusion, qui indique les effectifs pour chaque couple de classes (voir tableau 1).

TABLEAU 1 – Exemples de matrices de confusion entre la sensibilité prédite par l'outil simplifié et la sensibilité analytique mesurée grâce aux analyses en laboratoire du sol. À gauche un exemple fictif numérique, et à droite un exemple littéral. Le symbole + en indice indique qu'il s'agit de la somme des indices considérés.

(a) Exemple fictif numérique					(b) Exemple littéral				
Sensibilité analytique	Sensibilité prédite			Total	Sensibilité analytique	Sensibilité prédite			Total
	faible	moyenne	forte			faible	moyenne	forte	
faible	50	15	4	69	faible	$n_{1,1}$	$n_{1,2}$	$n_{1,3}$	$n_{1,+}$
moyenne	14	57	29	100	moyenne	$n_{2,1}$	$n_{2,2}$	$n_{2,3}$	$n_{2,+}$
forte	20	11	59	90	forte	$n_{3,1}$	$n_{3,2}$	$n_{3,3}$	$n_{3,+}$
Total	84	83	92	259	Total	$n_{+,1}$	$n_{+,2}$	$n_{+,3}$	N

Probabilité d'accord. Le premier indice, p_{acc} , est la probabilité d'accord (*accuracy*) entre les deux classements (pourcentage d'individus sur la diagonale de la matrice de confusion, voir équation (4)). L'outil est plus performant lorsque p_{acc} tend vers 1, et moins performant si elle est proche de 0. Le problème de cette proportion de bon classement est qu'elle peut être sur-estimée puisque qu'un bon classement pourrait être simplement dû au hasard, et pas à une performance réelle de l'outil.

Coefficient de Cohen. Nous avons donc utilisé un autre indicateur, le coefficient κ de Cohen (Cohen, 1960). Ce coefficient est défini par l'équation (4), où p_{exp} est la proportion d'accord attendue (*expected*) sous l'hypothèse de l'indépendance des deux classements. κ donne un accord relatif entre les deux classements (dans notre cas il mesure le bon classement des individus par l'outil avec les descripteurs). Si $\kappa < 0$, il y a désaccord entre les deux classements. Si $\kappa = 0$, les deux classements sont indépendants. Lorsque $\kappa > 0$, il est d'autant plus proche de 1 que les classements sont en accord. Si la matrice de confusion est diagonale, alors $\kappa = 1$. Comme nos trois classes sont ordonnées, nous avons utilisé le coefficient κ pondéré par l'écart à la diagonale. Plus un individu est loin de la diagonale, plus il compte dans l'erreur commise. Ceci permet de rendre compte de l'objectif du nouvel outil : classer du mieux possible les zones peu sensibles et très sensibles, en s'autorisant un classement moins bon des zones moyennement sensibles. Le coefficient κ permet de bien synthétiser l'information mais il a de nombreuses limitations, notamment lorsque les classes sont très déséquilibrées : la proportion de bons classements p_{acc} peut être très forte, mais avec un coefficient κ faible. Certains auteurs préconisent donc de conserver les deux indices : p_{acc} et κ (Morris et al., 2008; McHugh, 2012).

Proportions de mauvais classements. Deux autres indicateurs ont été ajoutés :

- ▷ le pourcentage de points où la sensibilité est sur-estimée par l'outil p_{over} , correspondant à la proportion de points au-dessus de la diagonale,
- ▷ le pourcentage de points où la sensibilité est sous-estimée par l'outil p_{under} , correspondant à la proportion de points en-dessous de la diagonale,
- ▷ le pourcentage de faux positifs f_p qui correspond à la proportion des sols théoriquement faiblement sensibles qui sont classés fortement sensibles par l'outil,
- ▷ le pourcentage de faux négatifs f_n , correspondant à la proportion de sols théoriquement fortement sensibles mais classés faiblement sensibles par l'outil.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Les expressions indiquées dans l'équation (4) utilisent les notations du tableau 1.

$$\left\{ \begin{array}{l}
 p_{acc} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^3 n_{i,i} \longrightarrow \text{proportion observée de sols bien classés (diagonale de la matrice)} \\
 p_{exp} = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^3 n_{i,+} n_{+,i} \longrightarrow \text{proportion attendue de sols bien classés (indépendance)} \\
 \kappa = \frac{p_{acc} - p_{exp}}{1 - p_{exp}} \longrightarrow \text{coefficient de Cohen} \\
 p_{over} = \frac{1}{N} \sum_{i < j} n_{i,j} \longrightarrow \text{proportion de sensibilités sur-estimées} \\
 p_{under} = \frac{1}{N} \sum_{i > j} n_{i,j} \longrightarrow \text{proportion de sensibilités sous-estimées} \\
 f_p = \frac{n_{1,3}}{n_{1,+}} \longrightarrow \text{faux positifs (sols peu sensibles prédits en fortement sensibles)} \\
 f_n = \frac{n_{3,1}}{n_{3,+}} \longrightarrow \text{faux négatifs (sols fortement sensibles prédits en faiblement sensibles)}
 \end{array} \right. \quad (4)$$

2 Résultats

2.1 Seuils retenus pour la définition de la sensibilité des sols

Pour les cations échangeables (Ca_{ech} , Mg_{ech} et K_{ech}), les essais sur la fertilisation des sols forestiers vosgiens de Bonneau (1995) ont été pris comme référence. Dans l'ouvrage de Bonneau, il est question de maintenir le niveau de fertilité des sols forestiers dans une hypothèse de sylviculture de production. La récolte supplémentaire de biomasse qui fait l'objet de cette étude augmente mécaniquement les besoins par rapport à l'hypothèse faite dans le travail de Bonneau (1995). L'étude de Bonneau (1995) étant réalisée en contexte acide par rapport à l'ensemble des sols français, une correction a été appliquée pour Ca_{ech} et Mg_{ech} afin que pour ces deux éléments, la classe des sols moyennement sensibles ne soit pas minoritaire (annexe I).

Les seuils en masse d'oxydes par hectare ont été convertis en concentration d'élément sur la couche 0–70 cm. Les modèles (1), (2) et (3) du tableau 2 ont permis l'obtention des seuils pour la couche 0–10 cm.

Pour le Phosphore total (P_{tot}), les seuils retenus sont un intermédiaire entre les conclusions de Bonneau (1995) et de Augusto et al. (2000). Les modèles (4), (5) et (6) du tableau 2 permettent de passer d'une concentration en Phosphore assimilable dosé avec la méthode Duchaufour ($\text{P}_{\text{Duchaufour}}$) pour la couche 0–70 cm (Bonneau, 1995) ou 0–20 cm (Augusto et al., 2000) à une concentration en P_{tot} pour la couche 0–10 cm.

Pour les sols forestiers, nous n'avons pas trouvé de seuil de sensibilité vis-à-vis de l'Azote dans la littérature. Nous avons alors adapté les seuils de concentration en matière organique de Augusto et al. (2000), en considérant qu'elle est composée pour moitié de carbone. Le modèle linéaire (7) du tableau 2 donne la correspondance entre couches d'analyses pour le Carbone organique. Le rapport $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_{\text{tot}}$ moyen (noté $r_{\text{C:N}}$) sur les profils BioSoil étant de 15, on peut alors calculer les seuils pour N_{tot} . Toutes les transformations sont résumées dans l'équation (5), où α et β sont les coefficients estimés par la régression linéaire (7) du tableau 2, $\text{N}_{\text{tot}}^{0-10}$ la concentration en Azote total dans la couche 0–10 cm et MO^{0-20} la teneur en matière organique sur la couche 0–20 cm.

$$\text{N}_{\text{tot}}^{0-10} = \frac{1}{r_{\text{C:N}}} \cdot \exp\left(\alpha + \beta \cdot \log\left(\frac{\text{MO}^{0-20}}{2}\right)\right) \quad (5)$$

La sensibilité du sol vis-à-vis d'un excès de Carbone organique (d'un point de vue du déstockage de C_{org}) intervient lorsque le premier horizon (couche 0–10 cm) a une concentration supérieure à 70 g kg^{-1} (Achat et al., 2015b).

Le tableau 3 résume les valeurs retenues et la répartition des sols français du projet BioSoil dans les trois classes de sensibilité, pour chaque élément. Ces seuils donnent des classes assez équilibrées, sauf pour N_{tot} .

2.2 Vérification de la représentativité de la couche 0–10 cm

Les corrélations entre stocks sur la profondeur d'enracinement et concentrations dans la couche 0–10 cm ont été calculées avec les variables log-transformées. On obtient des corrélations positives dans tous les cas et assez bonnes (voir tableau 4). Les nuages de points en annexe II rendent compte des relations.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

TABLEAU 2 – Modèles linéaires de conversion des seuils entre différentes couches de mesures ou entre méthodes d'analyse. Une log-transformation a été utilisée lorsqu'une structure particulière était observée dans les résidus de la régression classique. Dans les équations des modèles, E est l'erreur résiduelle. Les exposants 0–10, 0–20 et 0–70 indiquent les couches de prélèvement en centimètres. Les modèles sans paramètre α correspondent aux cas où celui-ci n'était pas significativement différent de 0 au risque de 5 %. r est le coefficient de corrélation de Pearson et N le nombre de mesures utilisées pour l'estimation des paramètres. La fonction \log correspond au logarithme népérien. Tous les modèles ont été calibrés avec les profils du projet BioSoil, excepté le modèle (4) qui a été calibré avec les placettes expérimentales du réseau RENECOFOR, où les deux fractions du Phosphore (totale P_{tot} et assimilable $P_{Duchaufour}$) ont été analysées.

	Modèle	α	β	r	N
(1)	$Ca_{ech}^{0-10} = \beta \cdot Ca_{ech}^{0-70} + E$	–	1,17	0,94	359
(2)	$\log(Mg_{ech}^{0-10}) = \beta \cdot \log(Mg_{ech}^{0-70}) + E$	–	0,54	0,83	356
(3)	$K_{ech}^{0-10} = \alpha + \beta \cdot K_{ech}^{0-70} + E$	0,06	1,42	0,86	358
(4)	$P_{tot}^{0-10} = \beta \cdot P_{Duchaufour}^{0-10} + E$	–	4,29	0,78	99
(5)	$\log(P_{Duchaufour}^{0-10}) = \alpha + \beta \cdot \log(P_{Duchaufour}^{0-70}) + E$	0,85	0,72	0,87	374
(6)	$P_{Duchaufour}^{0-10} = \alpha + \beta \cdot P_{Duchaufour}^{0-20} + E$	1,014	7,1	0,99	710
(7)	$\log(C_{org}^{0-10}) = \alpha + \beta \cdot \log(C_{org}^{0-20}) + E$	0,40	0,95	0,96	542
(8)	$\log(P_{tot}^{0-70}) = \beta \cdot \log(P_{tot}^{0-10}) + E$	–	0,95	0,96	359
(8)	$\log(N_{tot}^{0-70}) = \alpha + \beta \cdot \log(N_{tot}^{0-10}) + E$	-0,75	0,93	0,93	356

TABLEAU 3 – Seuils retenus pour définir la sensibilité d'un sol à l'export supplémentaire de biomasse. Les seuils présentés ici correspondent à des seuils en concentration sur la couche 0–10 cm. Les effectifs des trois classes de sensibilités sont évalués sur la base de données BioSoil, composée de 545 points disposés selon une maille systématique 16 × 16 km, afin que les résultats soient représentatifs des sols forestiers français.

Élément	Unité	Valeur des seuils			Biosoil (N = 545)			Insensé (N = 7413)		
		Forte	Moyenne	Faible	P_{forte}	P_{moy}	P_{faible}	P_{forte}	P_{moy}	P_{faible}
Ca_{ech}	$cmol^+ kg^{-1}$	< 1,5	[1,5 – 10]	> 10	0,33	0,29	0,38	0,36	0,31	0,34
Mg_{ech}	$cmol^+ kg^{-1}$	< 0,46	[0,46 – 1]	> 1	0,33	0,25	0,41	0,39	0,25	0,36
K_{ech}	$cmol^+ kg^{-1}$	< 0,24	[0,24 – 0,35]	> 0,35	0,44	0,25	0,32	0,43	0,22	0,36
P_{tot}	$mg kg^{-1}$	< 100	[100 – 200]	> 200	0,35	0,34	0,32	0,31	0,30	0,39
N_{tot}	$g kg^{-1}$	< 1,47	[1,47 – 2,85]	> 2,85	0,15	0,34	0,51	0,19	0,32	0,48
C_{org}	$g kg^{-1}$	≥ 70	–	< 70	0,22	0	0,78	0,23	0	0,77

TABLEAU 4 – Coefficients de corrélation r de Pearson entre les stocks sur la profondeur d'enracinement et les concentrations dans la couche 0–10 cm. Les deux variables ont été transformées au préalable par la fonction logarithme en base 10. N correspond à l'effectif considéré (base de données Insensé).

	Ca_{ech}	Mg_{ech}	K_{ech}	P_{tot}	N_{tot}
r	0,83	0,62	0,58	0,82	0,79
N	930	952	957	308	841

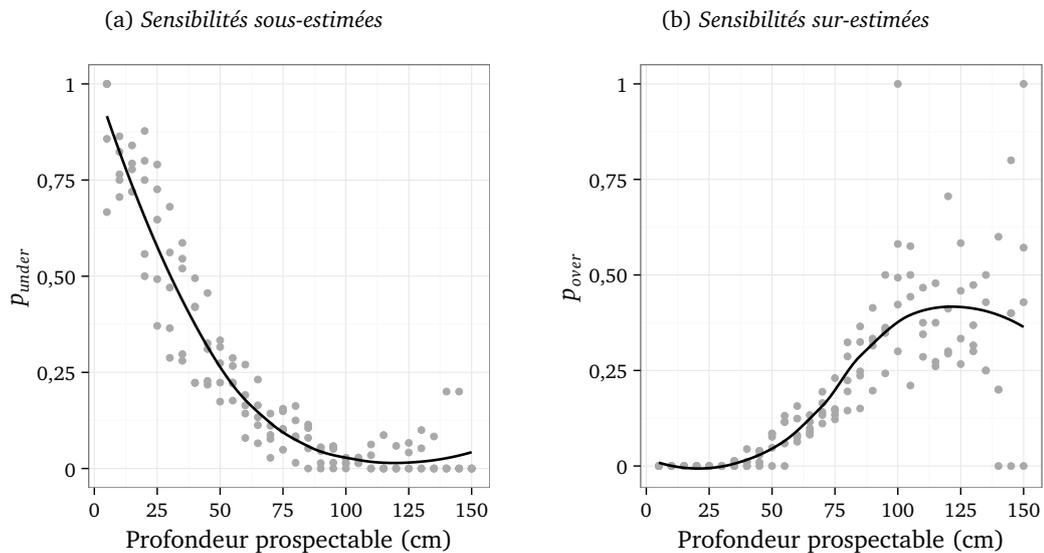
Des matrices de confusion entre la sensibilité analytique élémentaire en stock et celle en concentration ont été établies, afin de calculer deux indices : les proportions de sensibilités sur-estimées et sous-estimées (en considérant la sensibilité en stock comme référence). Ces analyses ont été réalisées pour des profondeurs de sols données (par tranche de 10 cm). La figure 5 montre l'évolution de ces deux indices en fonction de la profondeur prospectable. Sur la figure 5a, on voit que pour les sols superficiels (profondeur prospectable inférieure à 30 cm), plus de 50 % des sols ont une sensibilité sous-estimée. Plus la profondeur augmente et plus cette proportion diminue. Cela signifie que les sols peu profonds ont un stock faible, même si la concentration en surface est assez importante. Dans l'outil simplifié, il est nécessaire de prendre en compte ce résultat. Un seuil à 25 cm a été défini pour

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

qualifier les sols superficiels. Dans ce cas, la sensibilité combinée a été déclassée d'une catégorie, ce que l'on retrouve sur les graphiques de l'annexe III.

C'est l'inverse pour les sensibilités sur-estimées (figure 5b) : plus la profondeur augmente, plus on a tendance à sur-estimer la sensibilité. En effet, la profonde prospection par les racines autorise une concentration plus faible pour un stock globalement suffisant. Pour corriger cela, il faudrait creuser jusqu'à au moins un mètre : si cela reste réalisable pour l'opérateur, le temps de diagnostic serait largement augmenté. De plus, la proportion de points dans ce cas reste faible (un peu plus d'un tiers). Dans la suite, l'option de corriger la sensibilité diagnostiquée en surface lorsque les sols sont profonds (1 m ou plus) n'a donc pas été retenue.

FIGURE 5 – Évolution des proportions de sensibilités sur-estimées et sous-estimées lorsque la concentration dans la couche 0–10 cm est considérée, par rapport à la sensibilité définie par le stock sur la profondeur d'enracinement, en fonction de la profondeur d'enracinement. Les deux indices ont été calculés pour chaque élément et par tranche de 10 cm de profondeur. Les lignes noires correspondent à une moyenne lissée.



2.3 Sensibilité prédite par les descripteurs

2.3.1 Choix des descripteurs pertinents

La sélection de variables par les forêts aléatoires nous donne celles qui entrent dans le modèle de prédiction le plus parcimonieux (voir tableau 5). Le premier des résultats est l'absence complète de quatre variables : l'essence majoritaire, la topographie, l'exposition, et le drainage naturel. Ces variables n'interviendront donc pas dans la prédiction de la sensibilité.

On remarque que les cations échangeables (Ca_{ech} , Mg_{ech} et K_{ech}) sont ceux qui sont le plus facilement prédits avec l'intervention de deux ou trois variables. Ca_{ech} est celui qui est le mieux prédit. P_{tot} et N_{tot} sont difficiles à prédire avec les variables disponibles (il en faut 7 et 8 respectivement, et l'erreur de classement est encore conséquente : 45 % et 40 % respectivement). Pour P_{tot} , le déficit hydrique climatique intervient en premier. Malheureusement, il s'agit d'une variable quantitative disponible uniquement par traitement géomatique, il est donc difficile de l'inclure dans un outil de prédiction facilement utilisable sur le terrain. De plus, en l'enlevant, la proportion de bons classements n'est pas diminuée.

Finalement, les quatre variables retenues pour la prédiction de la sensibilité des écosystèmes sont :

- La profondeur d'effervescence à l'acide chlorhydrique
- La forme d'humus

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

- ▷ La texture à 10 cm de profondeur
- ▷ La grande région écologique

Le tableau 5 indique aussi la proportion de bons classements de l'outil simplifié, réalisé avec seulement les quatre variables citées ci-dessus. Les cations et P_{tot} sont bien prédits par l'outil. N_{tot} est l'élément pour lequel la relation entre les quatre descripteurs du sol et la sensibilité est la moins claire (seulement 53 % de bons classements). Pour C_{org} , la prédiction semble meilleure (78 % de bons classements) mais cela est simplement dû au fait qu'il n'y a que 2 classes à prédire (faible et forte). Aucune variable ne permet de prédire de manière significative les classes de sensibilité pour C_{org} .

2.3.2 Simplification des descripteurs

Deux descripteurs ont été modifiés pour faciliter le classement :

- ▷ La profondeur d'apparition de l'effervescence à HCl a été catégorisée en deux modalités, suivant si elle était inférieure ou supérieure à 25 cm. Parmi les sols carbonatés avant 80 cm (en moyenne, les sols sont inspectés jusqu'à 77 cm), 75 % d'entre eux sont en réalité carbonatés à moins de 27 cm. Le choix de ce seuil permet à l'utilisateur de creuser beaucoup moins profond, ce qui lui fait gagner du temps et de l'énergie.
- ▷ La texture a été regroupée en 5 classes. Le descripteur disponible au départ était la texture du triangle de l'Aisne en 16 classes (Jamagne, 1967). Les nouvelles classes ont été créées en s'inspirant du triangle des textures du projet European Soil Map (Wösten et al., 1999). Les limites des classes ont tout de même été définies pour coïncider avec celles du triangle de Jamagne (1967) tout en permettant de discriminer au mieux les teneurs en éléments de la couche 0–10 cm (voir annexe IV). Le jeu de données de validation à l'échelle nationale (281 points) nous a permis de quantifier l'erreur ajoutée lors de l'estimation de la texture sur le terrain par rapport à une analyse granulométrique en laboratoire. Une matrice de confusion entre les classes de textures estimées (en 5 classes) et les classes calculées à partir des analyses nous donne une proportion d'accord de 41 %. Si la matrice de confusion est réalisée avec les sensibilités élémentaires prédites par l'outil, l'accord est en moyenne de 87 %. Cela signifie que les erreurs d'estimation de la texture sont fréquentes (même avec seulement 5 classes), mais que l'effet de ces erreurs sur le diagnostic de sensibilité élémentaire est assez faible.

Le protocole, la fiche de relevé terrain et les clés de détermination de la texture, de la forme d'humus et de la sensibilité des sols à un export supplémentaire de biomasse sont disponibles en annexe (annexes V, VI, VII, VIII, et IX) de ce rapport.

TABLEAU 5 – Variables conservées par l'algorithme de sélection du package VSURF, dans l'ordre d'importance. Cette sélection correspond aux choix le plus parcimonieux permettant de prédire la variable cible (ici la sensibilité par élément nutritif). p_{acc} (all) correspond à la probabilité moyenne de bon classement d'un modèle Random forest avec l'ensemble des variables. p_{acc} (pred) est la probabilité de bon classement du meilleur modèle (celui comprenant les variables sélectionnées). p_{acc} (outil) est la probabilité de bon classement associée à la prédiction par l'outil simplifié.

	Ca _{ech} (N = 787)	Mg _{ech} (N = 794)	K _{ech} (N = 791)	P _{tot} (N = 451)	N _{tot} (N = 758)	C _{org} (N = 807)
Var 1	Effervescence HCl	Forme d'humus	Texture à 10 cm	Déficit hydrique	Région écologique	—
Var 2	Forme d'humus	Région écologique	Région écologique	Région écologique	Texture à 10 cm	—
Var 3	Texture à 10 cm	Texture à 10 cm	—	Texture à 10 cm	Déficit hydrique	—
Var 4	Géologie	—	—	Profondeur du sol	Forme d'humus	—
Var 5	—	—	—	Pente	Profondeur du sol	—
Var 6	—	—	—	Effervescence HCl	Effervescence HCl	—
p_{acc} (all)	0,71	0,65	0,58	0,54	0,60	0,78
p_{acc} (pred)	0,68	0,63	0,56	0,55	0,59	—
p_{acc} (outil)	0,67	0,61	0,55	0,55	0,53	—

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

2.4 Combinaison des sensibilités élémentaires pour un sol donné

2.4.1 Pondération de la sensibilité moyenne

Pour illustrer les difficultés rencontrées lors de la définition d'une méthode de combinaison, nous prendrons deux exemples de sols forestiers, caractérisés par les sensibilités élémentaires suivantes :

	Ca _{ech}	Mg _{ech}	K _{ech}	P _{tot}	N _{tot}	μ	σ
sol (A)	moyenne	moyenne	moyenne	moyenne	moyenne	0,5	0
sol (B)	faible	faible	forte	forte	moyenne	0,5	0,5

L'option la plus simple pour combiner les sensibilités élémentaires est de se référer au principe du facteur limitant. Si l'écosystème est fortement sensible vis-à-vis d'un élément, alors la sensibilité combinée est forte. Dans notre exemple, le sol (A) serait classé moyennement sensible et le sol (B) serait classé fortement sensible. Si cette règle est suivie, 47 % de la surface forestière française est classée en sensibilité forte, ce qui pose des questions quant à l'acceptabilité de l'outil au niveau national. De plus, un élément limitant donné ne sera pas forcément une contrainte dans tous les contextes forestiers, certains gestionnaires ayant déjà recours à des techniques de fertilisation ou d'amendement.

La seconde option est de réaliser une moyenne des cinq sensibilités élémentaires, avec des poids potentiellement différents entre les éléments. Deux pondérations ont été comparées : celle où tous les éléments ont un poids équivalent et celle où Ca_{ech} et Mg_{ech} ont un poids deux fois plus faible que les autres éléments. Le résultat de la comparaison de la sensibilité analytique combinée avec les sensibilités analytiques élémentaires est résumé dans le tableau 6. Dans les deux cas, la combinaison des éléments induit une erreur de classement variant de 32 % à 44 %. Lorsque Ca_{ech} et Mg_{ech} ont moins de poids (tableau 6b) la sensibilité de l'écosystème pour ces éléments est moins bien traduite dans la sensibilité combinée (p_{acc} plus faible). Pour les deux méthodes, les erreurs sont limitées à une seule classe de différence (très peu de faux positifs et faux négatifs).

Vu le peu de différences apporté par la pondération de la moyenne, nous traiterons dans la suite seulement du cas où les poids sont tous égaux. Ce choix clarifie le message pour l'utilisateur qui comprendra plus aisément comment est calculée la sensibilité combinée. Par ailleurs, cette sensibilité combinée n'est qu'un outil d'aide à la décision et n'a pas de vraie valeur écologique car de nombreux paramètres ne sont pas pris en considération (essence, interaction entre les éléments, etc.). Aucun argument provenant de la littérature ne peut être avancé en faveur de l'un ou de l'autre type de pondération.

TABLEAU 6 – Résultats de la comparaison pour chaque élément de la sensibilité élémentaire analytique avec la sensibilité combinée analytique. w correspond au poids appliqué à l'élément concerné. Les quatre indices (p_{acc} , κ , f_n et f_p) ont été calculés sur l'intégralité de la base Insensé.

(a) Moyenne non pondérée.						(b) Moyenne pondérée.					
Élément	w_i	p_{acc}	κ	f_p	f_n	Élément	w_i	p_{acc}	κ	f_p	f_n
Ca _{ech}	0,2	0,68	0,43	0,02	0	Ca _{ech}	0,125	0,62	0,33	0,02	0
Mg _{ech}	0,2	0,67	0,44	0,03	0	Mg _{ech}	0,125	0,61	0,33	0,04	0,01
K _{ech}	0,2	0,6	0,34	0,02	0,01	K _{ech}	0,25	0,64	0,43	0,02	0
P _{tot}	0,2	0,56	0,15	0,03	0,03	P _{tot}	0,25	0,58	0,17	0,01	0
N _{tot}	0,2	0,58	0,27	0,03	0	N _{tot}	0,25	0,62	0,32	0,03	0

2.4.2 Hétérogénéité des sensibilités élémentaires

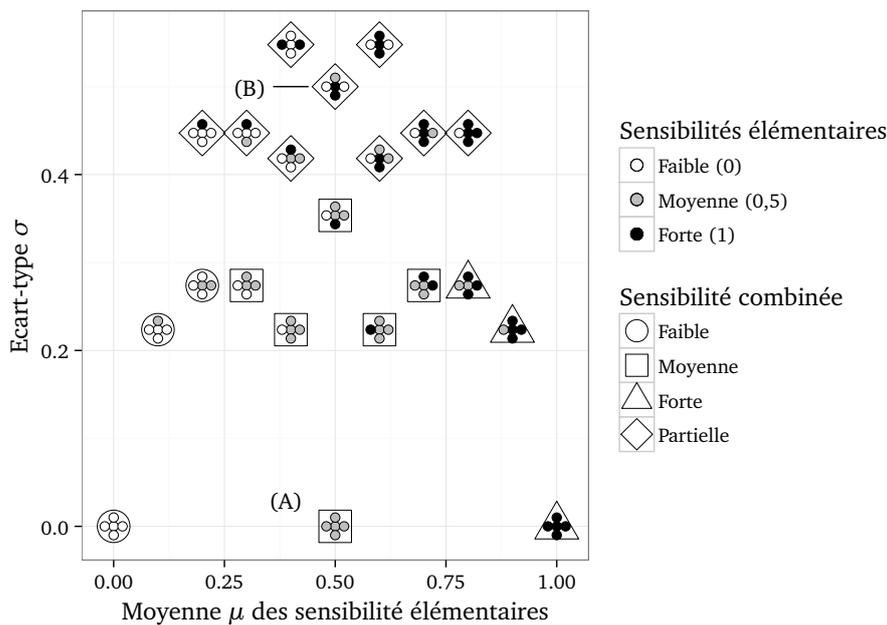
Si on applique cette méthode de combinaison (moyenne non pondérée) aux deux sols pris en exemple, on obtient pour les deux sols une moyenne de 0,5. Les sols (A) et (B) sont donc tous deux classés moyennement sensibles, bien que le sol (B) n'ait pourtant pas du tout la même fertilité

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

élément par élément. Les sols hétérogènes d'un point de vue de la sensibilité (comme le sol (B)) ne peuvent donc pas être classés de manière satisfaisante dans un système à trois classes. Ils sont donc classés en sensibilité *partielle*, pour ces sols il est conseillé de regarder élément par élément.

En plus de la moyenne des sensibilités, un écart-type a été calculé, afin de détecter les sols hétérogènes d'un point de vue des sensibilités élémentaires. La figure 6 représente tous les cas de figure possibles. D'après cette figure, nous avons fixé un seuil à 0,4 pour l'écart-type : si $\sigma > 0,4$, alors le sol est considéré comme partiellement sensible.

FIGURE 6 – Représentation des différentes combinaisons possibles des cinq sensibilités par élément. Pour chaque combinaison, μ correspond à la moyenne arithmétique des sensibilités élémentaires, en considérant une sensibilité à 0 (faible), 0,5 (moyenne) ou 1 (forte) pour chacun des éléments. σ est l'écart-type à $n - 1$ degrés de libertés. Les grappes de cinq points représentent les éléments (sans ordre particulier). Chaque grappe est entourée d'une forme qui indique la sensibilité combinée pour cette grappe. Les lettres (A) et (B) indiquent les positions des deux exemples du texte.



2.4.3 Profondeur prospectable et sensibilité au C_{org}

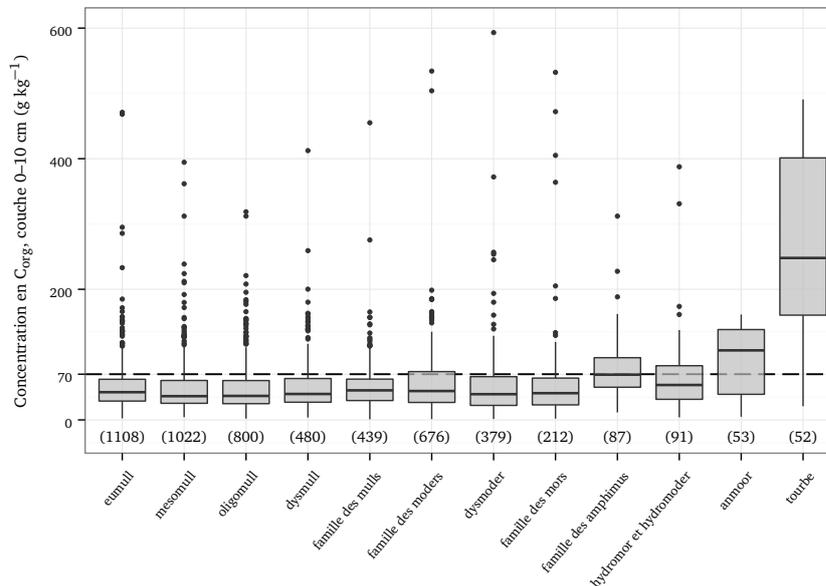
On a vu dans la partie 2.2 que la sensibilité en concentration n'était valide qu'à partir de 25 cm de profondeur prospectable. Lorsque le sol à une profondeur inférieure strictement à 25 cm, la sensibilité combinée est alors dégradée d'une classe : les sols faiblement sensibles deviennent moyennement sensibles, et les sols moyennement ou partiellement sensibles deviennent fortement sensibles.

L'étude sur la sensibilité de l'écosystème par rapport au stock de C_{org} (partie 2.3) nous a montré qu'il n'y a pas de descripteur très pertinent pour distinguer l'ensemble de ces sols. Le seul critère retenu est la forme d'humus : tous les sols tourbeux sont classés en sensibilité forte, quelles que soient les sensibilités élémentaires calculées (voir figure 7). Les sols tourbeux ne représentent cependant que 3,4 % des sols sensibles pour le C_{org} mais aucun autre descripteur ne permet de distinguer seulement les sols avec une teneur en carbone supérieure à 70 g kg^{-1} .

Une fois la combinaison des sensibilités élémentaires effectuée, la note finale est corrigée selon la valeur de profondeur prospectable (supérieure ou inférieure à 25 cm) et selon la sensibilité au C_{org} . La sensibilité analytique ainsi combinée et corrigée a été comparée graphiquement à la sensibilité élémentaire (annexe X), l'objectif d'un tri optimal des sensibilités faible et forte à l'export des rémanents a été atteint de manière satisfaisante.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

FIGURE 7 – Distribution des concentrations en C_{org} dans la couche 0–10 cm en fonction des formes d’humus. La seule forme d’humus qui correspond vraiment à une forte sensibilité à cause d’un excès de C_{org} est la tourbe. La ligne horizontale pointillée correspond au seuil retenu pour une forte sensibilité (70 g kg^{-1}). Les effectifs de chaque classe sont indiqués entre parenthèses en bas du graphique.



2.5 Performances de l’outil simplifié et comparaison avec le guide Ademe (2006)

Quatre jeux de données indépendants ont été testés. Le tableau 7 indique les proportions dans chaque classe de sensibilité par élément et pour les quatre jeux de données. On remarque ainsi facilement que les jeux de données disponibles ne sont pas très représentatifs des forêts françaises, et que les classes de sensibilités sont souvent assez déséquilibrées. Le jeu de validation à l’échelle nationale correspond à des zones avec des teneurs assez élevées pour tous les éléments nutritifs (notamment les cations échangeables, près de 60 % en sensibilité faible). Pour N_{tot} , tous les jeux de données comparés ont des teneurs assez fortes, voire très fortes pour le jeu (iv). Le jeu de validation spécifique à P_{tot} donne une grande majorité de sols fortement sensibles pour cet élément, alors que les autres jeux de validation sont plus fournis en P_{tot} .

Le tableau 8 donne les résultats de la validation de l’outil simplifié Insensé (noté (a) dans le tableau). Ses performances sont comparées avec le guide Ademe (2006) utilisé avec la forme d’humus (noté (b) dans le tableau 8) ainsi que le même guide utilisé avec le pH bio-indiqué (noté (c) dans le tableau).

TABLEAU 7 – Proportion dans chaque classe de sensibilité élémentaire analytique pour les 4 jeux de données de validation, et pour chaque élément (f : sensibilité faible, m : sensibilité moyenne et F : sensibilité forte). (i) : validation nationale (Pinto, 2016); (ii) : validation Phosphore; (iii) : validation Rupt-sur-Moselle; (iv) : validation Regesol.

	N	Ca_{ech}			Mg_{ech}			K_{ech}			P_{tot}			N_{tot}		
		f	m	F	f	m	F	f	m	F	f	m	F	f	m	F
(i)	281	0,56	0,33	0,11	0,58	0,31	0,11	0,56	0,22	0,22	0,59	0,29	0,12	0,6	0,36	0,04
(ii)	1074	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,18	0,21	0,61	–	–	–
(iii)	121	0,01	0,28	0,71	0,13	0,28	0,58	0,19	0,34	0,47	1	0	0	0,79	0,17	0,04
(iv)	67	0	0,37	0,63	0,07	0,39	0,54	0,25	0,25	0,49	0,75	0,12	0,13	0,36	0,48	0,16

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

TABLEAU 8 – Résultats de la validation statistique de l'outil simplifié de prédiction de la sensibilité des sols. Chaque comparaison fait intervenir d'une part la sensibilité élémentaire analytique (avec les analyses de sols) et d'autre part un des outils de prédictions. Les outils de prédiction testés sont (a) l'outil simplifié Insensé, (b) le guide Ademe (2006) avec la forme d'humus et (c) le guide Ademe (2006) avec le pH bio-indiqué. p_{acc} est la proportion d'accord entre la sensibilité élémentaire analytique et l'outil de prédiction considéré, κ est le coefficient de Cohen, f_p et f_n sont respectivement la proportion de faux positifs et la proportion de faux négatifs.

	Ca _{ech}			Mg _{ech}			K _{ech}			P _{tot}			N _{tot}		
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)
(i) Validation nationale (Pinto, 2016) (N = 281)															
p_{acc}	0,63	0,54	0,68	0,51	0,54	0,67	0,57	0,51	0,58	0,55	0,42	0,53	0,55	0,44	0,6
κ	0,47	0,18	0,34	0,16	0,15	0,3	0,25	0,18	0,2	0,18	0	-0,04	0,21	0,06	0,12
f_p	0,08	0,06	0	0,17	0,09	0	0,16	0,12	0,01	0,11	0,24	0,02	0,08	0,26	0,02
f_n	0	0,07	0,3	0,19	0,07	0,39	0,2	0,34	0,61	0,61	0,41	0,78	0,42	0,25	0,75
(ii) Validation nationale Phosphore (N = 1074)															
p_{acc}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,39	0,32	0,25	-	-	-
κ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-0,06	-0,02	-	-	-
f_p	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,18	0,27	-	-	-
f_n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29	0,44	0,51	-	-	-
(iii) Validation Rupt-sur-Moselle (N = 119)															
p_{acc}	0,69	0,34	0,68	0,62	0,34	0,57	0,38	0,33	0,47	-	-	-	0,07	0,17	0,04
κ	0,08	-0,06	-0,06	0,18	-0,11	0,02	-0,04	-0,14	0,04	-	-	-	-0,02	-0,03	-0,02
f_p	1	0	1	1	0,12	1	0,09	0,09	1	-	-	-	0,88	0,17	0,96
f_n	0	0,06	0	0	0,04	0	0	0,08	0	-	-	-	0	0	0
(iv) Validation Regesol (N = 67)															
p_{acc}	0,63	0,63	0,7	0,63	0,49	0,69	0,39	0,32	0,54	0,1	0,26	0,15	0,29	0,32	0,46
κ	0,02	0,29	0,39	0,23	-0,21	0,3	-0,18	-0,34	-0,12	0	0,02	-0,15	-0,1	0,04	0,36
f_p	-	-	-	1	0	0,4	0,07	0,06	0,18	0	0,31	0,4	0,48	0,5	0,79
f_n	0	0,08	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0,1	0

À l'échelle nationale (Pinto, 2016), tous les éléments sont plutôt bien prédits par les trois outils comparés (souvent plus de 50 % de bons classement). La proportion de faux négatifs (sols sensibles diagnostiqué non sensible) est très largement diminuée pour l'outil Insensé, en ce qui concerne les cations échangeables. Pour P_{tot} et N_{tot}, les performances des trois outils sont beaucoup plus mitigées : il y a une proportion très importante de faux négatifs, même pour l'outil simplifié (61 % pour P_{tot} et 42 % pour N_{tot}). Le jeu de validation spécifique au Phosphore nous donne des résultats comparables (malgré un nombre de points très supérieur) : l'accord entre la sensibilité analytique et la sensibilité prédite n'est pas bon, et le nombre de faux négatifs est très élevé (29 % pour l'outil Insensé). Cette contre-performance pour le Phosphore a été étudiée un peu plus en détail avec le jeu spécifique (voir figure 8).

Le jeu de données à l'échelle locale (maille 250 × 250 m) donne des résultats satisfaisant pour les cations échangeables (l'outil Insensé est plus performant pour ces trois éléments). Le Phosphore n'a pas été analysé dans cette étude. Pour N_{tot}, on observe le phénomène inverse de la validation à l'échelle nationale : presque tous les points (90 %) qui devraient être en sensibilité faible sont classés en sensibilité forte. La performance globale pour N_{tot} est donc mauvaise.

Les mêmes observations sont faites pour la validation avec le jeu de données de Regesol, avec une performance très moyenne pour P_{tot} (tous les points sont classés en sensibilité faible), et une proportion très importante de faux positifs pour N_{tot}. Dans ce dernier jeu de données, le pH bio-indiqué prédit souvent mieux la sensibilité que les deux autres outils.

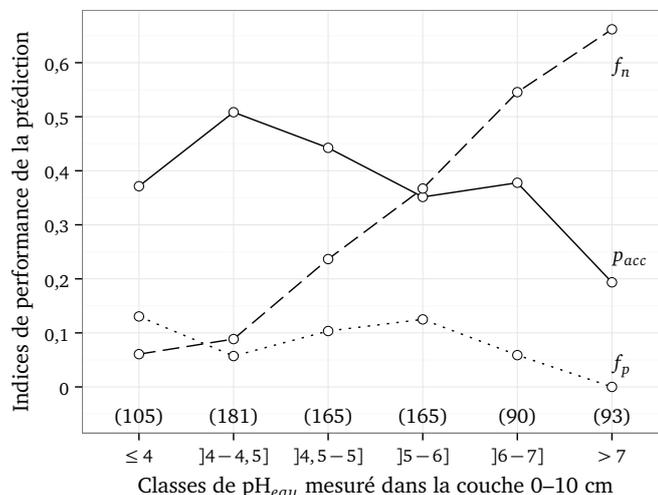
2.6 Appropriation de l'outil par les futurs utilisateurs

2.6.1 À l'échelle des forêts françaises.

Le ré-échantillonnage au kilomètre de la sortie de l'outil simplifié, appliqué aux données de l'IFN nous permet de dresser le tableau 9. Sur ce tableau, on observe que l'outil simplifié classe près d'un tiers des sols forestiers français en sensibilité faible. La classe majoritaire est la classe de sensibilité moyenne, qui regroupe les sols à sensibilité moyenne et partielle. Le guide Ademe (2006) utilisé

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

FIGURE 8 – Performances de la prédiction de la sensibilité vis-à-vis du Phosphore total (P_{tot}), en fonction du pH de la couche 0–10 cm (mesuré dans l'eau). Les données utilisées sont les points de la base Insensé où seul le Phosphore assimilable a été mesuré (méthode Duchaufour & Bonneau (1959)). Les concentrations en Phosphore assimilable ont été convertis en concentration de Phosphore total. Les indices de performance indiquent les erreurs de classement entre la prédiction de l'outil simplifié et la sensibilité élémentaire analytique pour P_{tot} . Les effectifs pour chaque classe de pH sont indiqués en bas du graphique.



avec la forme d'humus donne des résultats assez équilibrés sur la France, avec environ un tiers des sols dans chacune des classes. Si ce guide est utilisé avec l'entrée pH, on a des chiffres sensiblement différents : dans 3 cas sur 5 le sol est classé en sensibilité faible, et 15 % en sensibilité forte.

En prenant en compte plus de paramètres et différents éléments chimiques que le guide Ademe (2006) utilisé avec la forme d'humus, on s'aperçoit donc que les zones très peu sensibles à l'export de biomasse sont moins fréquentes. La proportion de zones très sensibles est elle aussi moins importante que ce qui était prévu par le guide Ademe (2006) utilisé avec la forme d'humus (23 % par l'outil simplifié et 31 % par le guide). Ces deux résultats impliquent mécaniquement une classe moyennement sensible beaucoup plus importante.

TABLEAU 9 – Proportions des différentes classes de sensibilités des écosystèmes forestiers français, données par trois outils différents. Les données écologiques proviennent des campagnes de l'IFN (entre 2005 et 2015). Le pH bio-indiqué a été calculé à partir de la carte interpolée à la résolution de 1 km (AgroParistech-ENGREF & IFN, 2008).

	Faible	Moyenne	Forte
Outil simplifié	0,30	0,47	0,23
Guide Ademe (humus)	0,39	0,30	0,31
Guide Ademe (pH bio-indiqué)	0,65	0,20	0,15

2.6.2 Comparaison avec les recommandations des experts à l'échelle régionale

Le guide Ademe (2006) a été traduit de manière plus locale par les professionnels en Franche-Comté. Nous avons comparé les résultats de l'outil simplifié, après combinaison en une sensibilité prédite unique, avec les classements de sensibilité par stations proposés par A.Zipper (tableau 10). Si les sols à sensibilité partielle sont regroupés avec les sols à sensibilité moyenne, l'accord entre les deux classements est assez élevé ($p_{acc} = 0,67$). Le coefficient κ est quasiment nul, mais les effectifs sont également très déséquilibrés (beaucoup de sols classés en faiblement sensibles pour les deux méthodes). L'accord entre les deux classements est bon, l'outil simplifié donne des résultats très proches de ce qui est utilisé aujourd'hui. La nouveauté est la prise en compte de la profondeur de sol et le classement de certains sol en sensibilité partielle qui ajoute une petite nuance. Ces sols sont la plupart du temps des sols où la texture est plutôt fine et l'humus épais, ou bien la texture est grossière

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

et l'humus peu épais.

TABLEAU 10 – Comparaison du diagnostic émit par les outils actuels (sensibilité A. Zipper) avec le diagnostic réalisé à l'aide l'outil Insensé. Les données correspondent aux 614 stations forestières des forêts de Franche-Comté.

Sensibilité A. Zipper	Sensibilité prédite			
	faible	moyenne	forte	partielle
faible	201	92	4	0
moyenne	15	18	20	71
forte	0	1	63	42

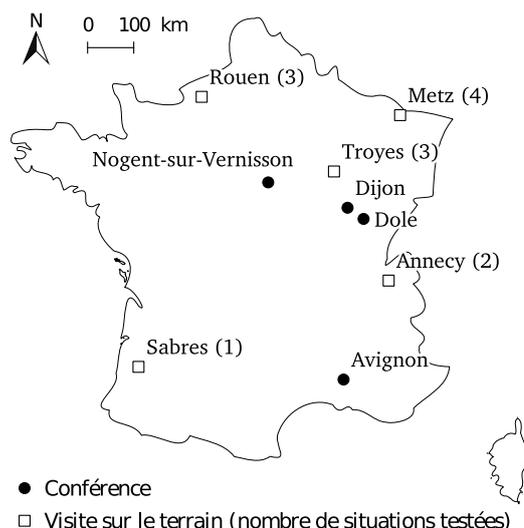
En regroupant les sols à sensibilité partielle et moyenne, on obtient :

$$\begin{cases} p_{acc} = 0,67 \\ \kappa = -0,08 \\ f_p = 0,01 \\ f_n = 0 \end{cases}$$

2.6.3 Retour des futurs utilisateurs

Une soixantaine de personnes a répondu présent pour tester l'outil simplifié sur le terrain et pour valider la démarche globale. Les contextes forestiers majeurs en France ont été visités : Grand Est, Normandie, Bourgogne-Franche-Comté, Centre, Alpes, Landes de Gascogne, zone méditerranéenne (voir figure 9). Globalement l'outil Insensé a eu un bon accueil dans tous les contextes forestiers.

FIGURE 9 – Localisation des différents tests d'appropriation réalisés. Les visites sur le terrain ont toutes été précédées d'explications et de discussions sur la méthodologie en salle. Plusieurs situations ont parfois été visitées afin de mettre en évidence la variabilité des diagnostics au sein d'un même contexte.



Adéquation avec les besoins des utilisateurs Notons tout d'abord que les utilisateurs ont eu du mal à cerner pourquoi ils étaient sollicités dans le cadre de ce projet. Bien souvent, le premier contact qu'ils ont avec les scientifiques ou les formateur est celui du transfert d'un outil finalisé et prêt à être déployé. Dans notre cas, cet échange a lieu en amont de la construction de l'outil final, ce qui permet de l'adapter aux réels besoins des utilisateurs. La plupart des personnes rencontrées a donc été agréablement surprise de ce calendrier. Les futurs utilisateurs comprennent bien l'intérêt de prendre en compte les différents éléments nutritifs, bien qu'ils n'aient souvent jamais utilisé le guide Ademe (2006) auparavant. La thématique de la récolte du bois-énergie touche une majorité d'entre eux, bien que la demande ait été plus forte entre 2008 et 2010 que maintenant (en tout cas dans certaines régions). La pression sur la ressource forestière est tout de même importante et les gestionnaires s'en aperçoivent de manière concrète.

Bien que la sensibilité combinée soit indispensable pour fournir un diagnostic simple à mettre en relation avec des recommandations, les utilisateurs ont apprécié la prédiction par élément nutritif, qui permet au gestionnaire d'apprécier plus finement la sensibilité du sol. La combinaison proposée

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

ne convient pas à tout le monde, certains préféreraient travailler avec l'option du facteur limitant : si un élément donne une sensibilité forte, alors l'écosystème est fortement sensible. D'un autre côté, certains plaident plutôt pour une exportation de rémanents un peu plus facile. L'argument souvent avancé est celui d'un potentiel horizon profond beaucoup plus riche, qui constituerait un stock fort, malgré des concentrations faibles en surface.

Seuls quelques utilisateurs ont émis le souhait d'avoir une idée de la précision du diagnostic. Les autres laissent plutôt cette question aux scientifiques : tant que l'outil fonctionne, donne des résultats cohérents et n'est pas trop long à mettre en œuvre, les objectifs sont remplis.

Les utilisateurs se sentent prêts à utiliser l'outil à différentes échelles. D'abord à l'échelle nationale dans le but d'évaluer les surfaces où la récolte des rémanents est envisageable, ensuite à l'échelle de l'aménagement forestier, en prévision des interventions sylvicoles et enfin ponctuellement sur un chantier, pour prendre une décision en temps restreint. L'utilisation à l'échelle d'un massif forestier ou d'un aménagement reste la plus fréquente. C'est pourquoi la volonté d'avoir une information cartographique (comme pouvait l'apporter l'utilisation de la carte du pH bio-indiqué) a très vite été évoquée. En forêt publique, les cartes de stations sont souvent déjà établies et font référence à des stations décrites de manière précise dans les catalogues de stations. Il est alors envisageable de récupérer les informations pédologiques nécessaires (humus, texture, etc.) pour appliquer le diagnostic de sensibilité aux cartes de stations. Les utilisateurs qui proposent cela sont conscients qu'il manque parfois des données (utilisation de catalogues simplifiés ou de guides), mais un premier travail cartographique pourrait alléger les efforts à fournir pour connaître la sensibilité des sols forestiers.

Complexité de l'outil Les descripteurs nécessaires à l'obtention du diagnostic ne sont pas trop nombreux, le diagnostic est assez rapide. L'outil dans sa forme actuelle semble pouvoir être déployé.

La texture en 5 classes de pose ne pose pas particulièrement de problème. Les utilisateurs se positionnent facilement sur le triangle, à part lorsque le sol est argileux. En effet, lorsqu'il n'y a pas de sables dans l'échantillon, les transitions du pôle limoneux au pôle argileux sont difficiles à déceler pour un opérateur qui n'a pas l'habitude. Avec l'outil actuel, le passage d'une texture limoneuse à argileuse a pourtant un effet non négligeable sur les prédictions !

Le descripteur qui pose le plus de problèmes est la forme d'humus. Le guide Ademe (2006) se basait sur ce critère en donnant une correspondance avec le pH qui est en réalité beaucoup moins claire que ce qui était annoncé (annexe XI). Finalement ce guide a été assez peu utilisé avec le descripteur initial : le pH est une variable beaucoup plus facile à obtenir grâce à la bio-indication à partir d'un relevé floristique. Cependant, à cause du biais qui existe entre le pH obtenu par bio-indication et le pH mesuré dans les gammes de pH des classes de sensibilité forte et moyenne (annexe XII), la sensibilité diagnostiquée via le pH-bioindiqué est souvent sous-estimée. De plus, si le pH mesuré donne une bonne idée des niveaux de concentration en Ca_{ech} et Mg_{ech} (annexe XIII), il donne une moins bonne idée des niveaux de concentrations en K_{ech} , P_{tot} et N_{tot} que les formes d'humus (annexes XIII et XIV). Cette étude confirme une nouvelle fois l'importance de la forme d'humus comme indicateur de la nutrition des arbres. L'outil actuel ne propose pas d'alternative à la détermination de la forme d'humus, c'est pourquoi les utilisateurs ont souvent évoqué un besoin de formation. Lors des tests de transfert, un collègue nous a dit :

« Avec une clé de détermination de la forme d'humus comme celle-là, seuls 10 % des utilisateurs vont y arriver ! »

Une alternative doit cependant être trouvée lorsque la forme d'humus n'est pas observable (notamment à cause de l'érosion ou des agissements de la faune sauvage : sangliers, etc.).

La profondeur de sol à sonder de 25 cm est un maximum pour la plupart des utilisateurs. Certains ont trouvé que c'était effectivement un bon compromis entre rapidité et fiabilité. Même les utilisateurs qui affirmaient qu'un horizon plus riche était le lieu préférentiel de nutrition des arbres (ce qui est possible) ne voulaient pas tenter de vérifier en creusant plus profond. La figure 5b 21 nous indique que ce n'est qu'à partir de 75 cm de profondeur prospectable que la surestimation de la sensibilité devient notable (plus de 25 % des sensibilités surestimées).

3 Discussion

3.1 Seuils de sensibilité

Les seuils retenus (tableau 3) sont cohérents avec les résultats de Achat et al. (2017, soumis) sur la remobilisation des éléments nutritifs par l'arbre avant la chute des feuilles. Pour tous les éléments, la remobilisation est forte lorsque la concentration dans l'horizon de surface est faible (correspondant à notre cas de forte sensibilité à l'export des rémanents), et elle est faible quand le sol est plus concentré (faiblement sensible à l'export des rémanents). L'étude confirme également la représentativité de la couche de surface pour expliquer la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des peuplements forestiers. Les seuils de perte de croissance donnés par Scott & Dean (2006) après coupe rase sont inclus dans la classe de sensibilité moyenne pour Ca_{ech} (moins large gamme de concentrations en Ca_{ech} pour l'étude américaine) et sont plus élevés pour Mg_{ech} . En revanche, les seuils pour K_{ech} sont quasiment les mêmes que ceux retenus dans notre étude. Par construction, la proportion des points du projet BioSoil sont équilibrées entre les classes de sensibilité, sauf pour l'Azote total. Les seuils pour N_{tot} ont été obtenus après de nombreuses transformations et n'ont donc pas été modifiés une nouvelle fois pour équilibrer les classes. La classe faiblement sensible est assez bien représentée (la moitié des profils), mais cela n'est pas incohérent avec certaines études sur la saturation en azote des écosystèmes forestiers tempérés (Stoddard, 1994; Aber et al., 1998). L'Azote est un élément qui provient presque exclusivement des cycles biologiques : bien qu'il ne soit pas considéré comme limitant dans la plupart des écosystèmes forestiers français, il requiert une attention toute particulière puisque les apports par la matière organique peuvent s'annuler si celle-ci est exportée hors de l'écosystème.

Les conclusions de Achat et al. (2015b) concernant l'effet de la récolte des rémanents sur le stock de carbone organique du sol a été pris en compte de la meilleure manière possible, qui n'est cependant pas optimale. En effet, les sols tourbeux ont été tous classés sensibles, car 88 % de ceux-ci l'étaient. Cela ne représente cependant que 3,4 % de l'effectif des sols avec une concentration en C_{org} trop élevée. Les descripteurs pertinents pour détecter ces fortes teneurs en C_{org} n'ont pas été décelés. Ce résultat est comparable à ce que préconisent Stupak et al. (2007) : éviter la récolte de rémanents sur les sols pauvres en éléments nutritifs et dans les tourbières.

Dans tous les cas, le positionnement des seuils est crucial dans la démarche puisque la construction de l'outil repose sur ces seuils.

3.2 Combinaison des sensibilités élémentaires

Le mode de combinaison retenu est celui qui fait intervenir la moyenne et l'écart-type des cinq sensibilités élémentaires. Cette sensibilité combinée n'a pas forcément de valeur biologique puisque les éléments sont considérés indépendants les uns aux autres et d'importance égale. Beaucoup de paramètres écologiques entrent en jeu dans les interactions entre éléments, et en premier lieu l'essence. L'outil Insensé permet un diagnostic d'état initial mais n'utilise pas les données du peuplement, ce qui aurait été le cas avec un outil du type « indice de charge » (Adams et al., 2000; Tamminen et al., 2012).

Lors des tests d'appropriation, il a été souvent proposé de créer un gradient de classes de sensibilité combinée plus large (par exemple : très peu sensible, peu sensible, moyennement sensible, assez sensible et fortement sensible). Cette échelle permet de décrire plus finement l'ensemble des

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

sensibilités élémentaires mais complexifie le message pour les recommandations de gestion. Elle n'apporte pas une information plus pertinente d'un point de vue biologique. Par ailleurs, le diagnostic par élément reste indispensable au gestionnaire pour prendre une décision éclairée, ou en tous cas nuancer ses conclusions. C'est pour ces raisons qu'un classement de la sensibilité combinée en quatre catégories (faible, moyenne, forte et partielle) reste le meilleur compromis.

La combinaison des éléments ajoute inexorablement du bruit dans le diagnostic, puisque les éléments n'évoluent pas de la même manière dans les sols. Cette information synthétique est une simple indication, et elle ne peut en aucun cas se substituer totalement aux sensibilités élémentaires. Il s'agit là d'une aide au gestionnaire pour la prise de décision, étant donné que les recommandations de gestion sylvicole ne seront pas faites par élément nutritif. L'utilisation d'une pondération différente selon les éléments complexifie l'outil et n'améliore pas sensiblement les prédictions : dans l'outil simplifié, tous les éléments ont le même poids lors de la combinaison.

3.3 Descripteurs du sol choisis pour l'outil

Forme d'humus. C'était le seul descripteur utilisé dans le guide Ademe (2006). Cette variable intervient très tôt dans les modèles de prédictions par les forêts aléatoires pour les cations échangeables. Pour P_{tot} et N_{tot} , la forme d'humus semble moins discriminante. C'est peut-être pour cette raison que le guide Ademe (2006) prédit moins bien ces deux éléments (voir la validation à l'échelle française). Il semble que pour les cations échangeables, la relation avec la forme d'humus est assez claire : moins la litière est épaisse, plus la concentration dans les horizons de surface est forte (minéralisation et incorporation importante de la matière organique). Tamminen et al. (2012) affirment pourtant que plus l'épaisseur de litière est faible, plus le sol est sensible (car il n'y a pas de stock d'éléments sous forme organique). Dans notre contexte tempéré (l'étude citée a été réalisée en Finlande), les litières peu épaisses sont plutôt dues à une activité biologique intense qui minéralise en une année (ou moins) la biomasse déposée par les arbres lors de la chute des feuilles. Notre outil n'intégrant que la couche 0–10 cm sans prendre en considération les concentrations en éléments dans la litière, il est logique qu'une activité biologique dynamique (litière peu épaisse) signe une concentration élevée dans cette couche superficielle. Ce n'est pas le cas de l'Azote par exemple, puisqu'il a été observé que les formes d'humus de type *moder* étaient corrélées à une concentration assez forte en N_{tot} dans la couche 0–10 cm.

La forme d'humus est un descripteur complexe à acquérir sur le terrain d'après les utilisateurs. Une simplification de la clé a été proposée, n'intégrant que les paramètres nécessaires au diagnostic de la sensibilité (regroupement des dysmoder et des mors, etc.). Cependant, vu le nombre déjà très réduit de descripteurs à relever, la prédiction dépend beaucoup du diagnostic fin et juste de la forme d'humus. Une formation des futurs utilisateurs est donc nécessaire pour que le diagnostic soit le plus fiable possible.

L'utilisation des données anciennes comme les études de station doit être réalisée avec précaution, puisque la nomenclature des études pédologiques a notablement évolué au cours des dernières décennies. La nomenclature qui fait foi pour cette étude est le Référentiel Pédologique (AFES & Baize, 2009). Par exemple, les dénominations « mull acide », « mull moder », etc. sont à proscrire et à remplacer respectivement par oligomull et dysmull.

Le cas où la forme d'humus n'est pas déterminable doit être examiné. Une piste possible est de proposer une prédiction de manière locale, en se référant aux données connues de la zone, en intégrant de nouvelles variables (comme la géologie, dans le Sud de la France). Une prédiction à l'échelle nationale qui se passe de la forme d'humus est cependant difficile à concevoir.

Texture à 10 cm. La texture est aussi une variable clé de la sensibilité des sols puisqu'elle se place dans les trois premières variables pour la prédiction de 4 éléments nutritifs sur 5 (tous sauf K_{ech}). De manière générale, plus la texture est grossière, plus la concentration attendue des éléments nutritifs diminue (voir annexe IV). Les textures sols à texture grossière (dominante sableuse) sont effectivement des sols assez sensibles, où la récolte des rémanents est souvent proscrite, par exemple en Amérique du Nord (Kimsey et al., 2011; Roach & Berch, 2014).

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

La simplification du triangle des textures en 5 classes permet de limiter les erreurs de classement et le diagnostic est facilité pour la majorité des utilisateurs. On constate tout de même un écart important entre les textures mesurées en laboratoire et la texture estimée par l'opérateur, mais comme la texture n'est pas la seule variable utilisée pour prédire la sensibilité, l'erreur finale de d'estimation n'est pas si importante que cela. La compatibilité des classes de texture Insensé avec le triangle de l'Aisne (Jamagne, 1967) garantit l'utilisation de données existantes et ouvre la possibilité d'utiliser l'outil sur de grandes bases de données acquises préalablement, ce qui est une des demandes rapportée par les futurs utilisateurs.

Greco. La grande région écologique est le seul descripteur qui apporte une donnée climatique à la prédiction. Le découpage de ces régions est très grossier et ne permet pas de bien de rendre compte des variations climatiques et géologiques. Les sylvo-éco-régions auraient pu être utilisées mais le trop grand nombre d'entités aurait rendu impossible la calibration du modèle de prédiction. Une base de données beaucoup plus conséquente aurait été nécessaire !

Une douzième région écologique existe, il s'agit des alluvions récentes. Cette couche géographique n'a pas été utilisée mais il serait intéressant d'affiner le diagnostic avec cette donnée. Les alluvions récentes sont en effet des sols peu différenciés qui sont la plupart du temps plus riches d'un point de vue chimique.

Profondeur d'apparition de l'effervescence. La profondeur d'apparition de l'effervescence est une variable très importante pour la prédiction de la sensibilité pour Ca_{ech} . La simplification de la variable (passage d'une valeur en cm à une donnée de présence/absence avant 25 cm) augmente un peu l'erreur de prédiction mais le gain en temps est considérable (sondage à 25 cm au lieu de 70 voire 80 cm). Le futur outil devra conserver cette rapidité d'exécution qui est, selon les utilisateurs interrogés, indispensable au déploiement de l'outil.

Profondeur prospectable. Le seuil choisi de 25 cm pour la profondeur prospectable est équivalent à celui de Paré et al. (2002). Au Canada (New Brunswick, 2008), les sols de moins de 30 cm sont considérés comme sensibles. La remarque récurrente des utilisateurs concerne l'inquiétude de diagnostiquer un sol sensible alors qu'en profondeur, les arbres sont capables d'utiliser des horizons plus riches. Cette situation existe mais le cycle biologique finira par enrichir les horizons de surface, selon le phénomène de l'effet de la pompe à cations (Vejre & Hoppe, 1998, base pump effect). Un diagnostic se focalisant sur la couche superficielle du sol est plus simple, mais aussi plus prudent. L'inverse est cependant plus inquiétant : diagnostiquer un sol peu sensible car la « pompe à cations » est active et enrichit les horizons de surface est dangereux. En effet, la fertilité engendrée par ce cycle biologique ne sera pas durable si l'export des rémanents vient briser ce cycle.

Autres descripteurs non pris en compte. Le déficit hydrique climatique est la première variable qui ressort dans le processus de sélection pour P_{tot} : plus le déficit est fort, moins la concentration en P_{tot} est importante. Cette variable n'a pas été retenue pour des raisons techniques de transfert de l'outil vers les utilisateurs finaux. D'autres relations ont été observées, notamment celle de l'augmentation de la concentration en P_{tot} avec l'altitude. Ces phénomènes (altitude, déficit hydrique moins important) pourraient cacher une corrélation positive entre les teneurs en P_{tot} et la teneur en matière organique. Ces aspects n'ont pas du tout été abordés dans cette étude.

La couleur du sol est également un descripteur qui pourrait être intéressant d'étudier. D'une part la présence de couleurs foncées (plus ou moins de noir) permettrait de détecter la matière organique. D'autre part, la dominance des tonalités rouges pourraient être corrélées à la présence de fer (sous forme d'oxydes), qui pourraient être un indicateur de la teneur en P_{tot} . La couleur du sol est cependant complexe à mesurer de manière standardisée car elle dépend de l'humidité de l'échantillon et de la lumière ambiante. La question n'a pas été abordée dans cette étude par manque de données disponibles.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

3.4 Validation statistique et comparaison avec le guide Ademe

Pour les cations échangeables, les prédictions de l'outil Insensé sont soit équivalentes soit meilleures que le guide Ademe (2006). Pour ces trois éléments, la forme d'humus intervient dans l'outil simplifié. Cela confirme l'intérêt de la forme d'humus comme paramètre déterminant de la fertilité chimique des sols (pour les cations), comme l'ont montré de nombreux auteurs (Jabiol et al., 2000, par ex.). Ca_{ech} est toujours mieux prédit que Mg_{ech} et K_{ech} , car l'effervescence de la terre fine de la couche 0–25 cm est un paramètre assez spécifique à cet élément et très bien corrélé à sa concentration.

L'utilisation du pH-bioindiqué avec le guide Ademe (2006) est assez peu pertinent vu la proportion de faux-négatifs engendrés : avec cette méthode, on a tendance à fortement sous-estimer la sensibilité des écosystèmes. Ceci est dû à deux causes principales qui s'additionnent. D'une part, les trois classes de pH proposées dans le guide Ademe (2006) ne permettent pas de bien traduire la variabilité des formes d'humus (voir annexe XI). Ensuite le pH mesuré dans le sol ne transcrit pas de manière optimale les teneurs en élément dans la couche 0–10 cm. Cela fonctionne assez bien pour Ca_{ech} (plus le pH est élevé, plus la teneur en Ca_{ech} l'est aussi), mais c'est moins évident pour les autres éléments (annexe XIII). D'autre part, le pH bio-indiqué a tendance à être supérieur au pH mesuré (voir annexe XII), notamment dans les sols plutôt acides ($pH < 5$). L'utilisation de la bio-indication est à remettre en question lorsqu'elle sert à estimer la valeur chiffrée du pH réel (cela est vrai pour la carte interpolée au kilomètre publiée par AgroParistech-ENGREF & IFN (2008)). Il a été montré que l'on pouvait améliorer ces prédictions du pH avec des covariables (Piedallu et al., 2010), mais ces cartes ne sont pas disponibles pour l'ensemble de la France.

Le Phosphore est assez mal prédit par les différents outils. Pour le guide Ademe (2006), la raison en est assez simple : la forme d'humus (et *a fortiori* le pH) ne sont pas bien corrélées à la concentration en Phosphore total (voir annexes XIV et XIII). L'outil Insensé en revanche a été construit de manière à optimiser la proportion de faux-négatifs, bien que l'on obtienne un résultat mauvais (62 %). Le jeu de données spécifique au Phosphore pose le même problème. Ces erreurs de prédiction peuvent être expliquées par trois facteurs :

- ▶ Le jeu de données utilisé pour la calibration du Phosphore est assez réduit (base de données Biosoil uniquement, soit 545 points). Le croisement avec les autres variables implique des strates à très petit effectif, ce qui rend la prédiction parfois très incertaine,
- ▶ Les analyses en laboratoire des sols utilisées pour la validation à l'échelle nationale (Pinto, 2016) ont été réalisées sur la couche 0–5 cm. Les résultats sont difficilement extrapolables pour la couche 0–10 cm, surtout pour les éléments où les interactions avec la matière organique sont forte (Phosphore et Azote notamment).
- ▶ La méthode d'analyse du Phosphore dans la base Biosoil et dans les jeux de validation sont différentes. En effet, le Phosphore mesuré dans les jeux de données n'est pas P_{tot} : il s'agit du Phosphore assimilable (méthode Duchaufour & Bonneau (1959)). Cette méthode d'analyse est assez performante pour les sols forestiers (Baize, 2000), qui sont majoritairement acides. La figure 8 page 27 nous montre l'évolution des indices de performance en fonction des classes de pH. On voit nettement que plus le pH augmente, plus les prédictions sont mauvaises. La relation entre le Phosphore assimilable par la méthode Duchaufour & Bonneau (1959) et le Phosphore total extrait à l'eau régale n'est donc peut-être pas si triviale que cela. Ces résultats remettent en cause la possibilité d'un outil unique pour la sensibilité liée au Phosphore. Il serait intéressant d'établir un outil simplifié (par exemple avec le jeu de données utilisé pour la validation « Phosphore ») avec comme variable la sensibilité vis-à-vis du Phosphore assimilable. Il sera néanmoins impossible de vérifier les proportions de sensibilités dans chaque classe puisque ce jeu de données n'est pas représentatif des forêts françaises (c'est pour cela que le Phosphore total avait été retenu au départ).

En ce qui concerne N_{tot} , il n'est jamais bien prédit mais le sens de l'erreur dépend du jeu de validation considéré. En effet, pour la validation nationale, il y a une forte proportion de faux négatifs. Cela peut s'expliquer par la répartition des classes dans ce jeu de données, il n'y a que 4 % des points qui sont en sensibilité forte. La proportion de faux négatifs se base sur un effectif déjà très faible : il suffit de 5 profils mal prédits et f_n frôle déjà 0,5. Pour les deux autres jeux de données en revanche,

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

l'erreur la plus flagrante concerne les points à sensibilité analytique faible : il y en a une grande proportion qui sont prédit en sensibilité forte (88 % pour Rupt-sur-Moselle et 48 % pour Regesol). Pour ces deux jeux, les sols sont quasiment tous sableux (avec une faible proportion d'argiles et de limons). Pour ce genre de textures, la clé de détermination pour l'Azote indique une sensibilité forte (dans les Vosges). Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces erreurs :

- ▷ Les deux jeux de données se situent dans les Vosges, grande région écologique avec un nombre de point conséquent dans la base Insensé. Cependant, la majorité des points de la base sont sur sols gréseux. Les Vosges cristallines (substrat granitique, plus riche) sont beaucoup moins bien représentées.
- ▷ La texture des sols considérés est toujours sablo-limoneuse ou sablo-argileuse. Le regroupement des textures à dominantes sableuse pourrait être trop grossier dans ce cas. En effet, un faible pourcentage d'argiles et/ou de limons suffiraient à maintenir une concentration suffisante dans les premiers horizons. La meilleure prédiction du guide Ademe (2006) avec la forme d'humus pose la question de la pertinence de la texture dans ce cas. La prédiction via le pH-bioindiqué est très mauvaise aussi, et rejoint les performances de l'outil simplifié (96 % de faux positifs).

Bien que l'azote soit parfois considéré comme peu limitant dans les écosystèmes forestiers (Aber et al., 1998), il est important de souligner que cet élément est tout de même indispensable à la croissance des arbres (Bonneau et al., 1995) et qu'il est très lié à la matière organique, apportée notamment par les chutes de litières et indispensable à la bonne structuration du sol. Un écosystème non limité en azote peut l'être simplement par un équilibre des cycles biogéochimiques. Une perturbation de ces cycles (export de biomasse par exemple) peut entraîner la rupture de cet équilibre. L'outil proposé ici se base sur des seuils de N_{tot} convertis depuis des teneurs en matière organique, ce qui renforce le lien entre l'azote et la matière organique des sols.

Finalement, les erreurs de prédiction observées avec les jeux de validations disponibles sont à considérer avec précaution. Même la base de données de calibration montre des limites lorsqu'il s'agit de calibrer un outil sur l'ensemble d'un territoire comprenant des contextes très divers, même si elle semble beaucoup plus équilibrée que les jeux de données de validation qui sont très déséquilibrés pour certains éléments. Une base de données assez réduite par rapport à la variabilité des contextes qu'elle doit représenter est sujette aux phénomènes d'*overfitting*, c'est-à-dire à la création d'un modèle peu extrapolable lorsque les individus à prédire ne sont pas dans les mêmes contextes que les individus utilisés pour la calibration. Une estimation de l'erreur de prédiction pourrait être donnée par l'outil simplifié lors de la calibration, il faudrait observer le nombre de points utilisés par croisement de facteurs pour prédire une sensibilité. Le mieux serait d'observer les erreurs de classement sur un jeu indépendant, mais le nombre de points disponibles est trop restreint à l'heure actuelle.

3.5 Acceptabilité de l'outil par le monde forestier

Il est d'abord nécessaire de souligner que les utilisateurs rencontrés lors des tests d'appropriation ne sont pas représentatifs des forestiers français. Qu'ils soient issus de la forêt privée ou publique, les personnes interrogées étaient toujours intéressées par la problématique. Leurs remarques ont pu faire évoluer l'approche de manière constructive, mais nous ne pouvons pas affirmer que l'outil tel qu'il a été présenté serait bien reçu par l'ensemble des forestiers français.

Le guide Ademe (2006) a été conçu à l'origine pour être utilisé avec la forme d'humus. On a vu que pour les cations échangeables, cela fonctionnait plutôt bien et que les performances étaient comparables à l'outil simplifié Insensé. L'utilisation du guide Ademe (2006) avec le pH bio-indiqué est en revanche beaucoup moins adaptée : la proportion de faux négatifs (sols classés non sensibles alors qu'ils le sont en réalité) est alors très importante. Avec cette entrée pH, Colin & Thivolle-Cazat (2016) affirment que 63 % des forêts françaises sont faiblement sensibles à l'export de biomasse, chiffre que nous confirmons (tableau 9). L'outil simplifié Insensé classe seulement 30 % des forêts françaises dans cette catégorie, ce qui est plus réaliste, au vu des proportions calculées avec les sensibilités analytiques, pour la base de données BioSoil par exemple. Avec l'outil Insensé, l'erreur

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

commise dans le classement des sols faiblement et fortement sensible est moins grande. Ce gain est compensé par un effectif plus important dans la classe de sensibilité moyenne. Pour cette classe, des analyses complémentaires peuvent s'avérer nécessaires si l'exportation de biomasse est un enjeu très fort. Pour les sols à sensibilité partielle, il est capital de s'intéresser au diagnostic par élément. Des opérations d'amendements ou de fertilisation pourront alors être envisagées si le gestionnaire les juge intéressantes.

La comparaison du classement des stations forestières de Franche-Comté avec les recommandations des experts locaux nous montre que les diagnostics sont cohérents. Les prédictions de l'outil ont été soumises aux aménagistes qui utilisent ces données au quotidien afin qu'ils puissent détecter des erreurs flagrantes. Ces erreurs pourront alors apporter des précisions et pourquoi pas des modifications de l'outil.

D'après les retours des utilisateurs, l'outil est bien assez complexe dans sa forme actuelle. Un des points les plus bloquants lors du diagnostic est la détermination de la forme d'humus : les opérateurs devront être absolument formés pour réaliser le diagnostic. Ce besoin de formation n'est pas rejeté par les utilisateurs, il a même été demandé. Les forestiers ont besoin de rafraîchir leurs connaissances qu'ils ne mobilisent pas régulièrement, notamment les connaissances en pédologie. Dans sa forme actuelle, l'outil simplifié nécessite l'utilisation de 5 clés de déterminations : une pour la forme d'humus, une pour la texture et 5 la sensibilité. Ensuite les sensibilités doivent être reportées sur une feuille pour les combiner. La mise en place de cet outil semble assez simple mais gagnerait encore en simplicité si le support d'utilisation était numérique : les clés de détermination des sensibilités pourraient être automatisées. C'est ce que nous avons testé auprès des utilisateurs (voir annexe XV).

Avoir une information spatialisée (carte des sensibilités des écosystèmes forestiers) est très attractif. Les cartes pédologiques ne couvrent pas le territoire français (et encore moins le territoire forestier !), il est donc impossible de directement appliquer l'outil sur une carte existante. L'idée évoquée par les utilisateurs est d'utiliser les cartes des stations lorsqu'elles sont disponibles. La correspondance entre les stations et les profils-types décrit dans les catalogues n'est cependant pas triviale. En effet, il existe des regroupements de stations qui n'ont pas des caractéristiques pédologiques identiques. Un grand nombre de questions se pose alors :

- ▷ Comment obtenir la sensibilité des regroupements de stations ?
- ▷ Doit-on travailler par élément ou par sensibilité combinée ?

Ces questions doivent être traitées localement, par des utilisateurs avertis de ces cartes de stations. Un travail à l'échelle nationale est difficilement envisageable. Par ailleurs, la production de cartes à partir de données existantes sous-entend que la sensibilité du sol est stable dans le temps. Or rien ne l'affirme vraiment. Nous avons montré que la forme d'humus est un paramètre important de la sensibilité. Cependant, ces formes d'humus peuvent évoluer dans le temps, en fonction des pratiques sylvicoles ainsi que du stade du peuplement (Bernier & Ponge, 1994).

Conclusion

Cette étude avait comme objectifs de définir des indicateurs pertinents et valides d'un point de vue scientifique, puis de les simplifier avec la création d'un outil utilisable sur le terrain par les opérateurs. Les indicateurs proprement dits n'ont pas pu être validés dans ce travail, puisque la sensibilité réelle des sols à l'export supplémentaire de biomasse n'était pas connue. En effet, cette validation ne pourrait s'effectuer que dans des cas où les cycles des éléments chimiques sont mesurés et décrits ou dans le cadre de dispositifs expérimentaux étudiant les effets à long terme de l'export des rémanents selon un gradient de sols (c'est l'objet de projets de recherche en cours). L'indicateur retenu (la concentration en éléments dans l'horizon de surface) a été choisi à partir d'une synthèse bibliographique. Il n'est donc pas validé, mais a été utilisé comme base pour la création de l'outil simplifié car il semblait indiquer de manière satisfaisante la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des peuplements forestiers et donc leur fragilité à un export de rémanents.

L'indicateur à destination des gestionnaires forestiers devait répondre à un cahier des charges ambitieux : être simple d'utilisation, tout en prédisant le mieux possible la sensibilité décrite par l'indicateur scientifique. Les jeux de données que nous avons à disposition pour tester la cohérence de l'outil simplifié avec l'indicateur de sensibilité n'étaient pas idéaux et nous ne pouvons pas conclure de manière claire. La prédiction de la sensibilité des écosystèmes forestiers à l'échelle française est une tâche ardue étant donné leur diversité. La quantité de données nécessaires pour calibrer des relations robustes et les valider est extrêmement importante. Dans notre cas, les jeux de données de validation limités impliquent une mauvaise estimation des erreurs de prédiction à l'échelle de la parcelle ou du massif forestier. Si besoin, des études locales pourront être menées pour compléter le diagnostic : il s'agira par exemple d'analyses de sol en laboratoire, ou de mesures des flux d'éléments dans l'écosystème.

Il apparaît cependant que pour les cations échangeables, l'outil simplifié fonctionne plutôt bien. De plus, il apporte une plus-value intéressante par rapport au guide Ademe (2006) grâce à une approche multi-éléments nutritifs et une meilleure prédiction des classes de sensibilité faibles et fortes. Le guide Ademe (2006) se basait sur une seule variable, la forme d'humus, mais il n'a presque jamais été utilisé réellement sur le terrain, les utilisateurs préférant l'entrée pH qui était proposée en substitution. L'outil simplifié Insensé reprend cette variable forme d'humus et en ajoute quatre autres, ce qui complexifie le diagnostic. Bien que les utilisateurs interrogés pensent que l'outil n'est pas trop complexe, la forme d'humus reste de manière évidente la variable la plus difficile à déterminer. On peut affirmer qu'elle est cependant indispensable ! La seule issue envisageable est une formation continue des utilisateurs à la détermination des formes d'humus.

En vue du déploiement à l'échelle nationale, une réflexion sur l'ergonomie de l'outil doit être menée. Nous avons commencé à répondre à cette question en proposant un diagnostic avec un guide papier ou un application mobile (voir annexe XV), mais d'autres pistes sont encore à explorer, notamment la spatialisation de l'information de sensibilité. Ces cartes pourraient être avantageusement couplées avec les études portant sur l'évolution des stations forestières en contexte de changement climatique.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Liste des personnes rencontrées

Contexte montagnard, Annecy (74) Catherine Riond (ONF, pôle RDI Chambéry), Jean-Luc Mabboux (ONF, expert sylviculture, Annecy), Mickael Blossier (ONF, aménagiste, Chambéry).

Visio-conférence, région Centre Iasbelle Bilger (Irstea), Nathalie Korboulewsky (Irstea), Yann Dumas (Irstea), Nicolas Bilot (Inra, Champenoux), Xavier Montagny (FCBA), Chloé Boldrini (FCBA).

Contexte Bourgogne-Franche-Comté, Dijon (21) Jean-François Boquet (ONF, adjoint au directeur territorial Bourgogne-Franche-Comté), Christine Deleuze (ONF, pôle RDI Dole), Myriam Legay (ONF, chef département RDI), et une dizaine d'aménagistes.

Contexte normand, Notre-Dame-de-Bliquetuit (76) Julien Chesnel (PNRBSN, chargé de mission bois forêt), Céline Langumier (ONF, responsable d'unité territoriale), Marie-Amélie Mollaret (Ademe, Rouen), Albin Leduc (Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt (DRAAF) Normandie, Rouen), Michaël Aubert (unité Ecodiv, université de Rouen, directeur de recherches), Edouard Quibel (doctorant, unité Ecodiv), François Elie (doctorant, unité Ecodiv), Jean-Baptiste Reboul (Institut de développement forestier (IDF) – CNPF), Florence Gohon (Centre régional de la propriété forestière (CRPF) Normandie), Pierre Gauthier (CRPF Normandie), Nicolas Boudesseul (Biocombustibles), et également un gestionnaire forestier indépendant.

Contexte grand Est, Metz (55) et Troyes (10) Ludovic Pasquet (ONF, aménagiste, agence de Troyes), Armelle Noé (ONF, Réseau d'Appui Technique et de Développement (RATD) sols et exploitation), Claire Godel (ONF, RATD sols et exploitation), Bruno Vuidel (ONF, service bois, agence de Metz), Guillaume Labarre (ONF, responsable de l'unité territoriale de Cunfin).

Contexte landais, Sabres (40) Marc Laborde (Bureau d'études Caillou Vert Conseil), Jacques Hazera (gestionnaire indépendant et propriétaire, correspondant ProSylva Sud-Ouest), Eric Castex (propriétaire, correspondant ProSylva Landes), Guylain Doirat (Alliance Forêt Bois), Philippe Laborde, Philippe Bonpan (commune de Sabres), Laurent Augusto (Inra, unité Ispa, Bordeaux).

Contexte méditerranéen, visio-conférence Daniel Reboul (ONF, chargé sylviculture et environnement, Alpes-de-Haute-Provence), Jeanne Dulac (ONF, chargée environnement agence Bouche-du-Rhône Vaucluse), Jean Ladier (ONF, pôle RDI Avignon).

Références bibliographiques

- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., & Fernandez, I. (1998). Nitrogen Saturation in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, 48(11), 921–934.
- Achat, D., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., & Augusto, L. (2015a). Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 348, 124–141.
- Achat, D. L. (2015). *Synthèse bibliographique des indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à la récolte de rémanents*. Technical report, Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, Institut national de recherche agronomique, Bordeaux.
- Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., & Augusto, L. (2015b). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5(1).
- Achat, D. L., Pousse, N., Nicolas, M., & Augusto, L. (2017). Nutrient remobilization in tree foliage as affected by soil nutrients and leaf life span. *Submitted*.
- Achat, D. L., Pousse, N., Nicolas, M., Brédoire, F., & Augusto, L. (2016). Soil properties controlling inorganic phosphorus availability : general results from a national forest network and a global compilation of the literature. *Biogeochemistry*, 127(2-3), 255–272.
- Adams, M. B., Burger, J. A., Jenkins, A. B., & Zelazny, L. (2000). Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 138(1), 301–319.
- AFES & Baize, D. (2009). *Référentiel pédologique 2008*. OCLC : 966199229.
- AgroParistech-ENGREF & IFN (2008). *Guide d'utilisation de la carte des pH de surface des sols forestiers français*. Technical report, UMR LERFoB.
- Augusto, L., Meredieu, C., Bert, D., Trichet, P., Porté, A., Bosc, A., Lagane, F., Loustau, D., Pellerin, S., Danjon, F., Ranger, J., & Gelpe, J. (2008). Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. *Annals of Forest Science*, 65(8), 808–808.
- Augusto, L., Ranger, J., & Bonneau, M. (2000). Influence des essences sur la fertilité chimique des sols. Conséquences sur les choix sylvicoles. *Revue Forestière Française*, 52(6), 507–518.
- Badeau, V., Dambrine, E., & Walter, C. (1999). Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols*, 6(3), 165–180.
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation*. Techniques et pratiques. Paris : Institut national de la recherche agronomique, 2e éd. rev. et augm edition. OCLC : 249166473.
- Bauen, A., Berndes, G., Junginger, M., Londo, M., & Vuille, F. (2009). *Bioenergy – a Sustainable and Reliable Energy Source*. Technical report, International Energy Agency.
- Bernier, N. & Ponge, J. (1994). Humus form dynamics during the sylvogenetic cycle in a mountain spruce forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(2), 183–220.
- Bonneau, M. (1995). *Fertilisation des forêts dans les pays tempérés : théorie, bases du diagnostic, conseils pratiques, réalisations expérimentales*. Nancy : École Nationale du Génie Rural et des Forêts (ENGREF). OCLC : 39710538.
- Bonneau, M., Colin-Belgrand, M., Ranger, J., & Nys, C. (1995). Disponibilité de l'azote dans les écosystèmes et production forestière. *Revue Forestière Française*, (spécial), 47.
- Bonneau, M. & Ranger, J. (1999). Évolution de la fertilité chimique des sols forestiers. Recommandations pour une gestion durable. *La forêt privée*, 247, 51–64.
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Mach. Learn.*, 45(1), 5–32.
- Brêthes, A. & Ulrich, E., Eds. (1997). *RENECOFOR. Caractéristiques pédologiques des 102 peuplements du réseau*. Fontainebleau : Office national des forêts, département des recherches techniques. OCLC : 246452281.
- Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Rantien, C., & Ranger, J. (2006). *La récolte raisonnée des rémanents en forêt*. Connaître pour agir. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, Association forêt cellulose, Institut du développement forestier, Union de la coopération forestière française, Institut national de la recherche agronomique.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

- Cavaignac, S. (2009). *Les sylvoécorégions (SER) de France métropolitaine. Étude de définition*. Technical report, Inventaire Forestier National.
- Ciesielski, H., Sterckeman, T., Santerne, M., & Willery, J. (1997). Determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils by means of cobalt hexamine trichloride. Effects of experimental conditions. *Agronomie*, 17(1), 1–7.
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46.
- Colin, A. & Thivolle-Cazat, A. (2016). *Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035*. Technical report, IGN – FCBA – ADEME.
- Duchaufour, P. & Bonneau, M. (1959). Une méthode nouvelle de dosage du phosphore assimilable dans les sols forestiers. *Bulletin de l'Association française pour l'étude des sols*, (4), 193–198.
- Dussud, F.-X., Guggemos, F., & Riedinger, N. (2016). *Bilan énergétique de la France pour 2015*. Technical Report 5, Service de l'observation et des statistiques, ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, Paris.
- Faaij, A. P. (2006). Bio-energy in Europe : changing technology choices. *Energy Policy*, 34(3), 322–342.
- Galassi, M., Davies, J., Theiler, J., Gough, B., Jungman, G., Alken, P., Booth, M., Rossi, F., & Ulerich, R. (2017). *GNU scientific library*. Version 2.4.
- Genuer, R., Poggi, J.-M., & Malot, C. T. (2015). VSURF. An R Package for Variable Selection Using Random Forests. *The R Journal*, 7(2), 19–33.
- Genuer, R., Poggi, J.-M., & Tuleau-Malot, C. (2010). Variable selection using random forests. *Pattern Recognition Letters*, 31(14), 2225–2236.
- Gégout, J.-C., Coudun, C., Bailly, G., & Jabiol, B. (2005). EcoPlant : A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science*, 16(2), 257–260.
- Gégout, J.-C., Hervé, J.-C., Houllier, F., & Pierrat, J.-C. (2003). Prediction of forest soil nutrient status using vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14(1), 55–62.
- Hervé, J.-C., Wurpillot, S., Vidal, C., & Roman-Amat, B. (2014). L'inventaire des ressources forestières en France : un nouveau regard sur de nouvelles forêts. *Revue Forestière Française*, (3), Fr.], ISSN 0035.
- Hiederer, R., Michéli, E., & Durrant, T. (2011). *Evaluation of BioSoil demonstration project : soil data analysis*. Luxembourg : Publications Office of the European Union. OCLC : 870614554.
- INRA, US 1106 InfoSol (2015). *DoneSol version 3.5. Dictionnaire de données*. Orléans : Institut National de Recherche Agronomique.
- Institut national géographique et forestier (2016). *Documentation générale sur les données brutes depuis la campagne d'inventaire de 2005*. Service de l'inventaire forestier et environnemental.
- Jabiol, B., Brêthes, A., Ponge, J.-F., Toutain, F., & Brun, J.-J. (2007). *L'humus sous toutes ses formes*. Nancy : École nationale du Génie rural, des eaux et des forêts – AgroParisTech, 2. éd edition. OCLC : 354096509.
- Jabiol, B., Ranger, J., & Richter, C. (2000). Sol sensible ou résistant ? Éléments simples de diagnostic de la sensibilité à la dégradation chimique ou physique. *Forêt Privée*, 253, 30–46.
- Jamagne, M. (1967). Bases et techniques d'une cartographie des sols. *Annales agronomiques*, 18(hors-série).
- Johnson, C. E., Johnson, A. H., & Siccama, T. G. (1991). Whole-Tree Clear-Cutting Effects on Exchangeable Cations and Soil Acidity. *Soil Science Society of America Journal*, 55(2), 502–508.
- Kimsey, M., Page-Dumroese, D., & Coleman, M. (2011). Assessing Bioenergy Harvest Risks : Geospatially Explicit Tools for Maintaining Soil Productivity in Western US Forests. *Forests*, 2(4), 797–813.
- Landmann, G., Gosselin, F., & Bonhême, I. (2009). *Bio 2 – Biomasse et biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Technical report, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer – Ecofor, Paris.
- Landmann, G. & Nivet, C. (2013). *Projet RESOBIO. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité*. Technical Report Rapport final, ADEME, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, GIP Ecofor.
- Legout, A., Didier, S., & Nys, C. (2014). REGESOL : un outil de diagnostic pour les opérations d'amendement des sols forestiers. *Revue Forestière Française*, (4), Fr.], ISSN 0035.
- McHugh, M. L. (2012). Interrater reliability : the kappa statistic. *Biochemia Medica*, 22(3), 276–282.
- Merino, A., Balboa, M., Rodriguez Soalleiro, R., & Gonzalez, J. A. (2005). Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 207(3), 325–339.
- Morris, R., MacNeela, P., Scott, A., Treacy, P., Hyde, A., O'Brien, J., Lehwaldt, D., Byrne, A., & Drennan, J. (2008). Ambiguities and conflicting results : The limitations of the kappa statistic in establishing the interrater reliability of the Irish nursing minimum data set for mental health : A discussion paper. *International Journal of Nursing Studies*, 45(4), 645–647.
- New Brunswick (2008). *Forest Biomass Harvesting Policy*. Fredericton, New Brunswick : Department of Natural Resources.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

- Paré, D., Rochon, P., & Brais, S. (2002). Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecological Indicators*, 1(4), 293–311.
- Piedallu, C. (2012). *Spatialisation du bilan hydrique des sols pour caractériser la distribution et la croissance des espèces forestières dans un contexte de changement climatique*. Thèse de doctorat, AgroParisTech.
- Piedallu, C., Kochert, T., Riofrio-Dillon, G., Staub, J., Messant, D., Asael, S., Serrate, D., Perez, V., Pierrat, J. C., Jabiol, B., Lecocq, M., & Frémont, J. M. (2010). *Assurer une récolte raisonnée des rémanents en forêt*. Technical report.
- Pinchot Institute (2010). *A Guide to Forest Biomass Harvesting and Retention in Maryland*.
- Pinto, P. (2016). *Environment, distribution, productivity and tree species choice in a global change context*. Technical report, Institut national de la recherche agronomique – Office national des forêts, pôle recherche développement et innovation, Nancy.
- Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3-4), 75–83.
- Putzgruber, N. (2016). *Die Biomasseampel. Holzernte und Nährstoffkreisläufe*. Österreichischer Biomasseverband edition.
- R Core Team (2017). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria : R Foundation for Statistical Computing.
- Ranger, J., Augusto, L., Berthelot, A., Bouchon, J., Cacot, E., Dambrine, E., Gavaland, A., Laclau, J.-P., Legout, A., Nicolas, M., Nys, C., Ponette, Q., Ottorini, J.-M., & Saint-André, L. (2011). Sylviculture et protection des sols. *Revue Forestière Française*, 63(2), 245–264.
- Ranger, J. & Bonneau, M. (1984). Effets prévisibles de l'intensification de la production et des récoltes sur la fertilité des sols de forêt. Le cycle biologique en forêt. *Revue Forestière Française*, (2), 93.
- Roach, J. & Berch, S. M. (2014). *A compilation of forest biomass harvesting and related policy in Canada*. Technical report. OCLC : 880590937.
- Scott, D. A. & Dean, T. J. (2006). Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass and Bioenergy*, 30(12), 1001–1010.
- Seynave, I., Richter, C., Perret, S., & Cecchini, S. (2014). *Protocole pour la caractérisation écologique des dispositifs et des placettes du GIS*. Groupement d'Intérêt Scientifique : Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers.
- Stoddard, J. L. (1994). Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen. In *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, volume 237 of *Advances in Chemistry* (pp. 223–284). American Chemical Society. DOI : 10.1021/ba-1994-0237.ch008.
- Stupak, I., Asikainen, A., Jonsell, M., Karlton, E., Lunnan, A., Mizaraite, D., Pasanen, K., Parn, H., Raulundrasmussen, K., & Roser, D. (2007). Sustainable utilisation of forest biomass for energy—Possibilities and problems : Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. *Biomass and Bioenergy*, 31(10), 666–684.
- Tamminen, P., Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., & Helmisaari, H.-S. (2012). Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 263, 31–38.
- Turner, J. & Lambert, M. J. (1986). Effects of forest harvesting nutrient removals on soil nutrient reserves. *Oecologia*, 70(1), 140–148.
- van der Heijden, G., Dambrine, E., Pollier, B., Zeller, B., Ranger, J., & Legout, A. (2015). Mg and Ca uptake by roots in relation to depth and allocation to aboveground tissues : results from an isotopic labeling study in a beech forest on base-poor soil. *Biogeochemistry*, 122(2-3), 375–393.
- Vejre, H. & Hoppe, C. (1998). Distribution of Ca, K, Mg, and P in acid forest soils in plantations of *Picea abies*—evidence of the base-pump effect. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 13(1-4), 265–273.
- Wernsdörfer, H., Jonard, M., Genet, A., Legout, A., Nys, C., Saint-André, L., & Ponette, Q. (2014). Modelling of nutrient concentrations in roundwood based on diameter and tissue proportion : Evidence for an additional site-age effect in the case of *Fagus sylvatica*. *Forest Ecology and Management*, 330, 192–204.
- Wösten, J. H. M., Lilly, A., Nemes, A., & Le Bas, C. (1999). Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90(3), 169–185.

Annexes

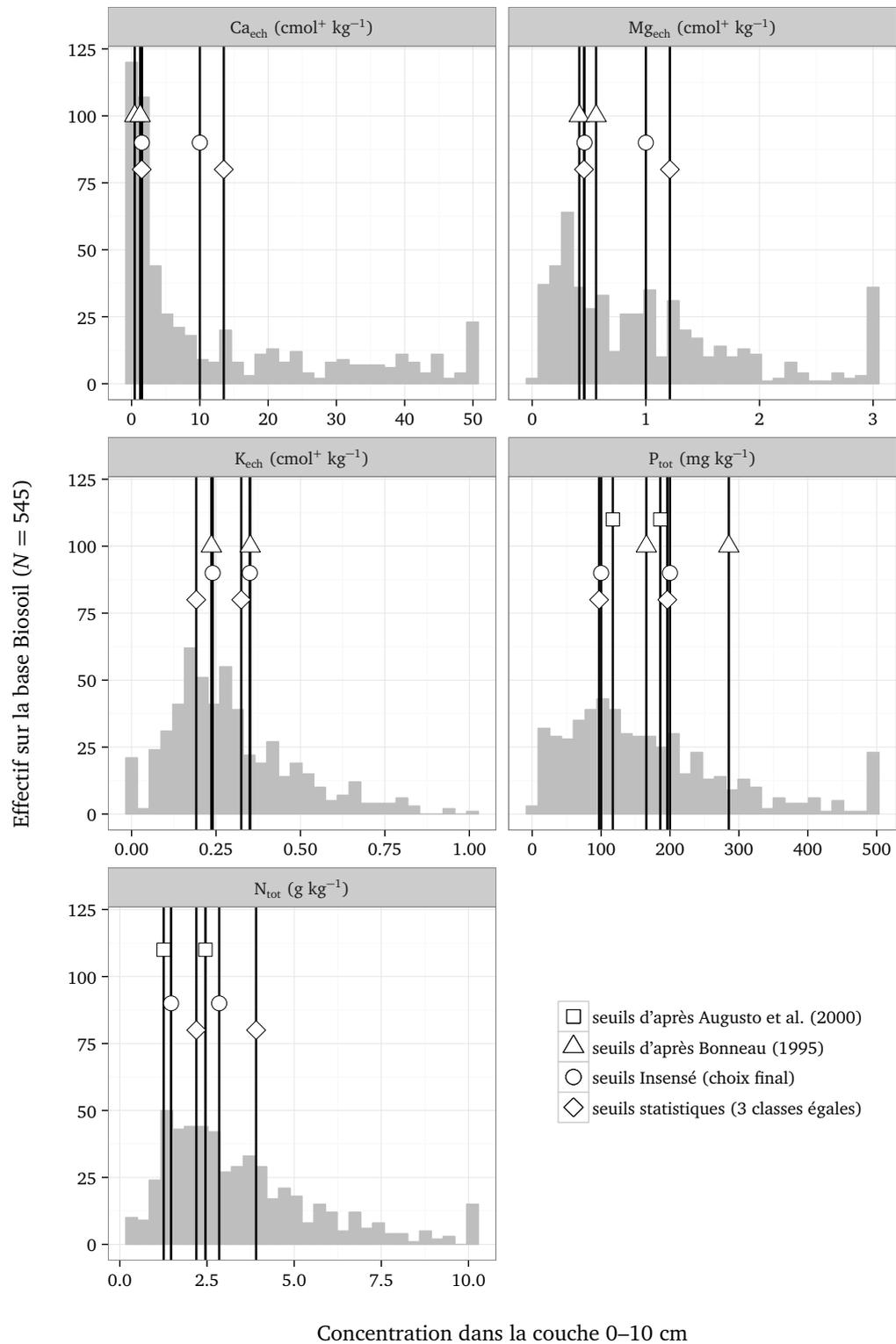
Table des annexes

I	Distributions des concentrations et comparaison des seuils	42
II	Stock en élément en fonction de la concentration en surface	43
III	Évolution du stock en élément avec la profondeur	44
IV	Justification du regroupement des classes de texture	45
V	Protocole de relevé terrain	46
VI	Fiche de relevé terrain	47
VII	Détermination de l'humus sur le terrain	48
VIII	Détermination de la texture sur le terrain	49
IX	Clés de détermination de la sensibilité d'un sol	50
X	Distribution des sensibilités analytiques combinées	53
XI	Relation entre pH et forme d'humus	54
XII	Biais de bio-indication du pH	54
XIII	Relation entre la concentration en élément et le pH	55
XIV	Relation entre la concentration en élément et la forme d'humus	56
XV	Développement d'outils de diagnostic	57
XVI	Correspondances avec la nomenclature de l'IFN	60
XVII	Correspondances avec d'autres classifications	61

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

I Distributions des concentrations et comparaison des seuils

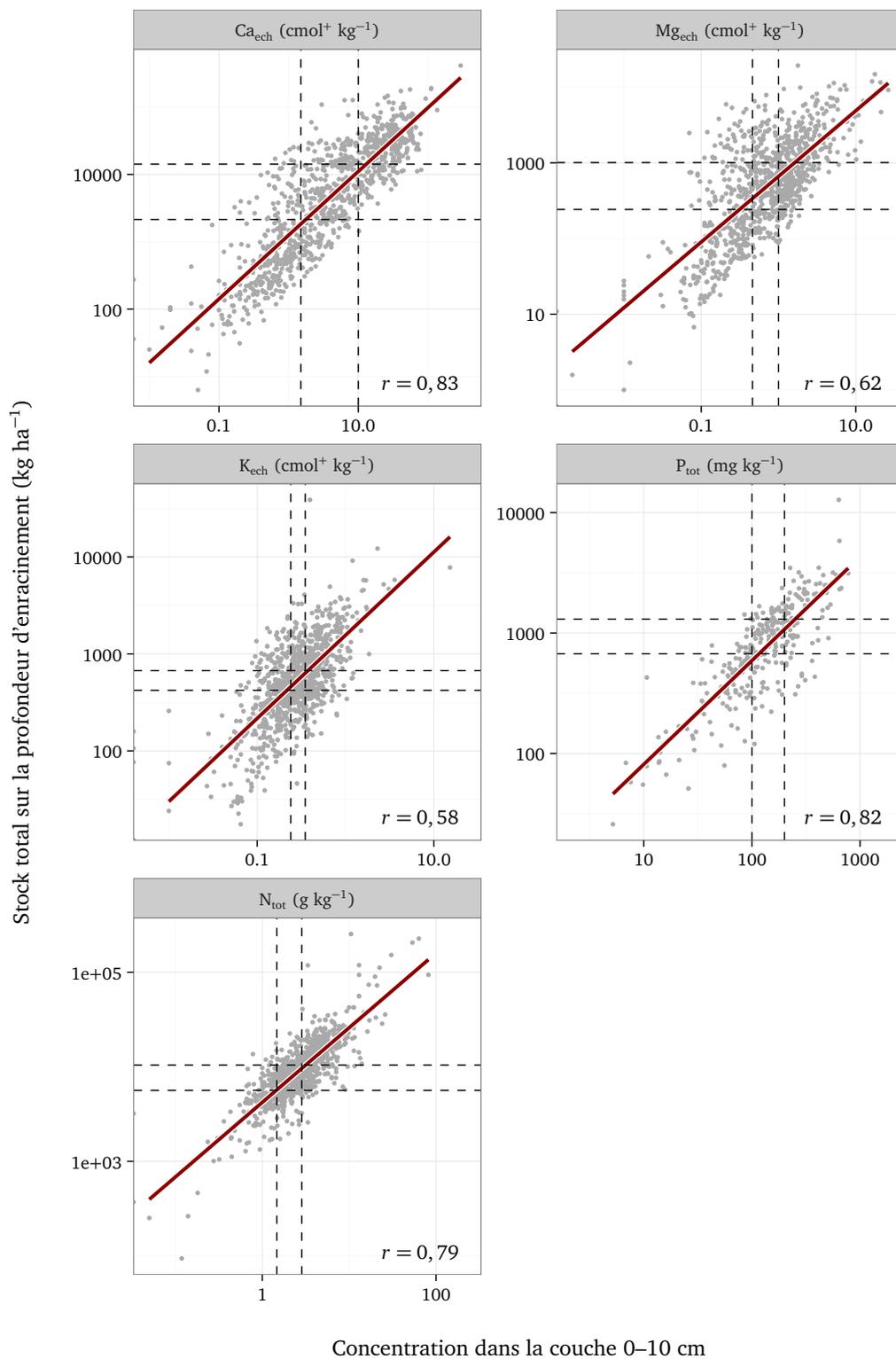
Données : base BioSoil



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

II Stock en élément en fonction de la concentration en surface

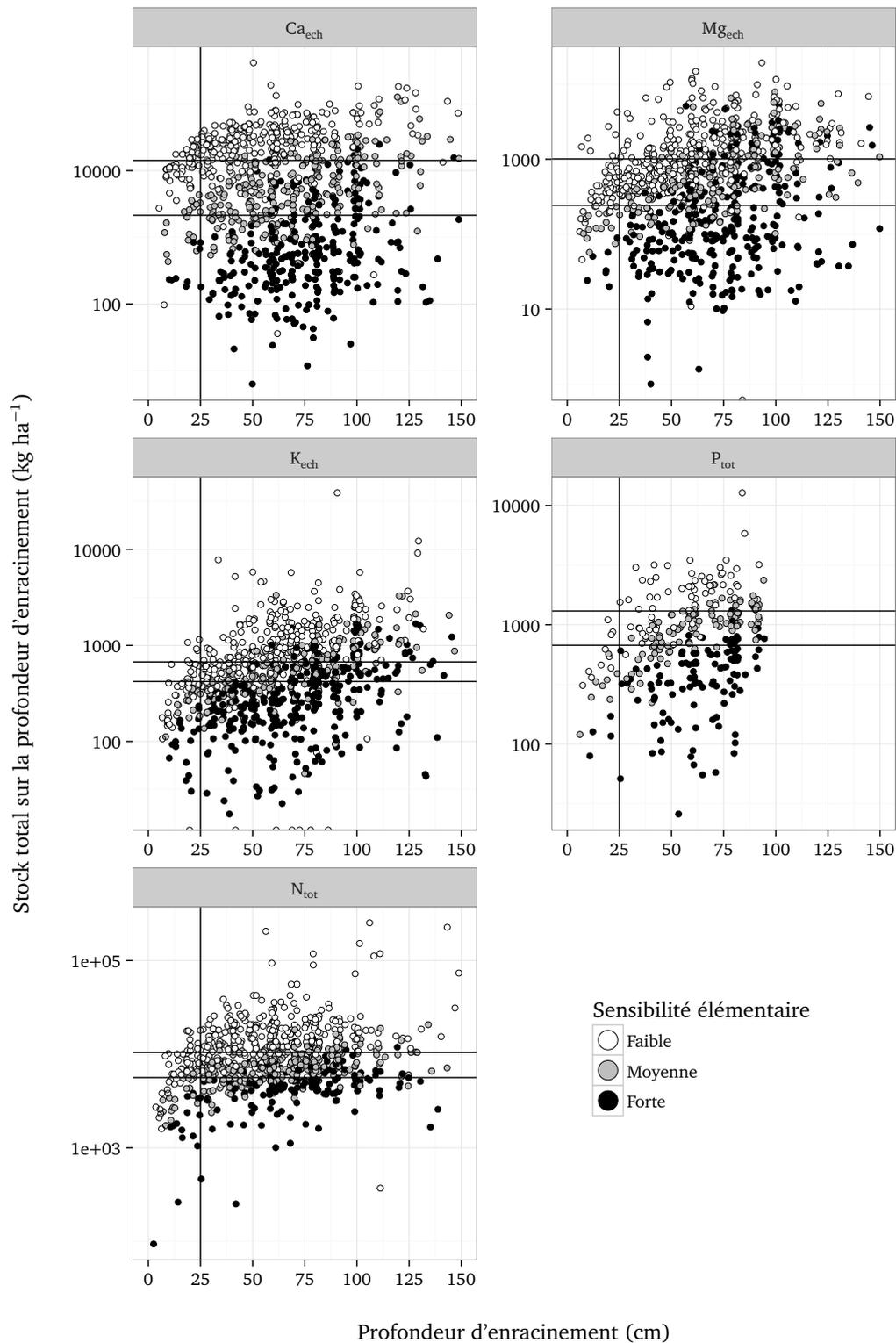
Données : base Insensé



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

III Évolution du stock en élément avec la profondeur

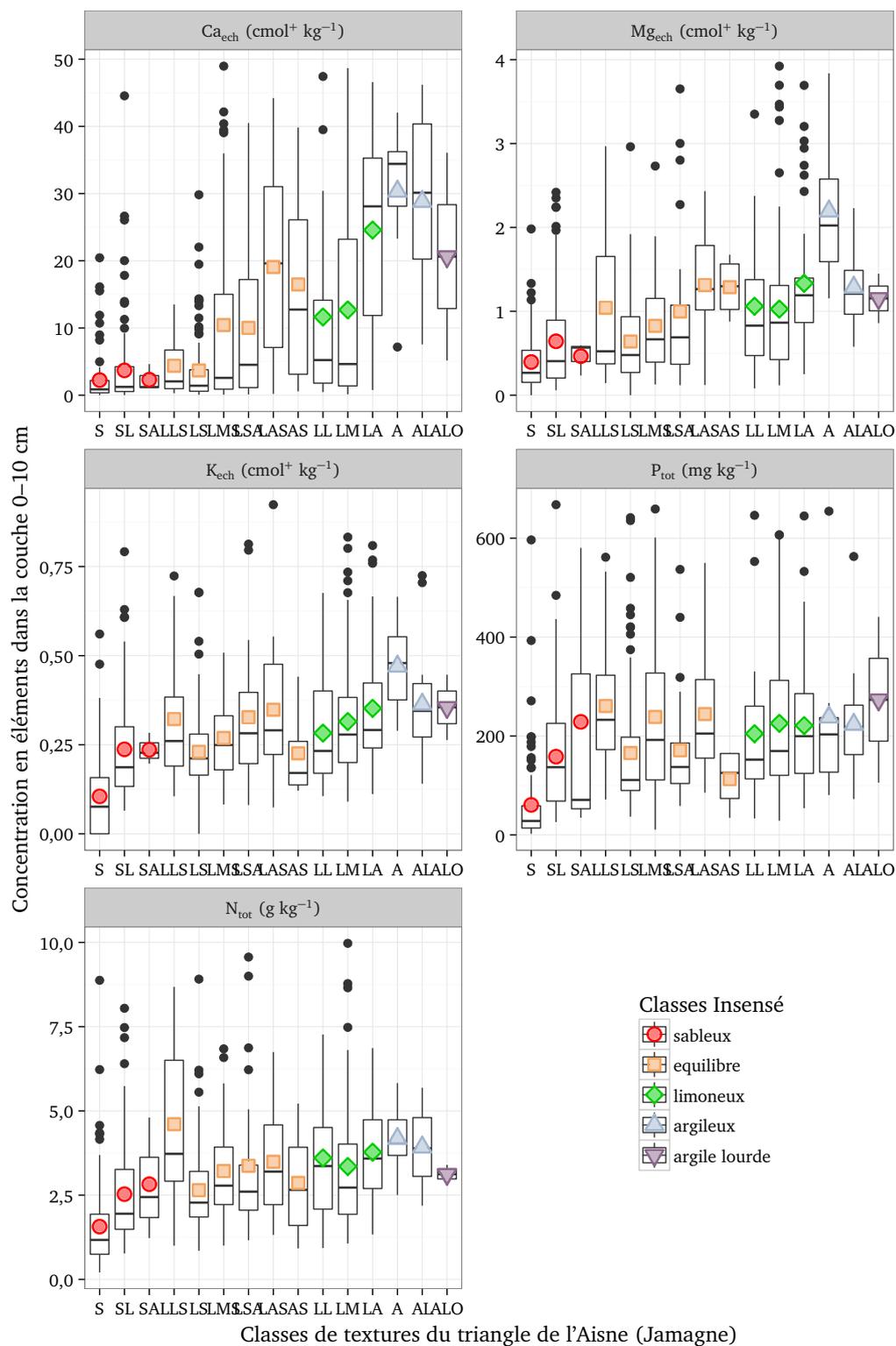
Données : base Insensé. Les sensibilité élémentaires analytiques ont été calculées avec les seuils en concentration d'élément dans la couche 0–10 cm.



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

IV Justification du regroupement des classes de texture

Données : base Insensé.



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

V Protocole de relevé terrain

Protocole – projet Insensé 2017

Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à un export supplémentaire de biomasse Version test n°3

<u>Matériel</u>	Tarière pédologique
	Pioche
	Couteau
	De l'acide chlorhydrique (HCl), dilué à 1/10 (à acheter en droguerie ou dans un magasin de bricolage)
	De l'eau (au moins 200 mL pour un relevé)

1) Creuser jusqu'à **au moins 25 cm** (pioche puis tarière par exemple), si possible. Estimer si les racines des arbres peuvent prospecter à plus de 25 cm de profondeur. Exemples d'obstacles aux racines : nappe permanente, horizon extrêmement compact, dalle horizontale, etc.).

2) Effervescence : noter si la terre fine (taille des éléments < 2 mm) fait effervescence à l'acide chlorhydrique avant 25 cm de profondeur. Si l'effervescence est localisée sur les éléments grossiers ou si elle apparaît après 25 cm, cocher « non ». S'il n'est pas possible de creuser jusqu'à 25 cm, cocher également « non ».

3) Texture : prélever une bonne pincée de sol à environ **10 centimètres de profondeur** (attention, ne pas prélever dans l'humus mais bien dans le premier horizon minéral). Estimer la texture en s'aidant de la clé. Ne pas hésiter à réhumidifier l'échantillon, et à le malaxer pour obtenir une consistance homogène.

Estimer la texture salit un peu les doigts, mais c'est normal et nécessaire

La texture est une variable clé du diagnostic, elle doit être estimée avec la plus grande attention

4) Humus : la détermination du type d'humus doit se faire en différents points proches du relevé pour apprécier la variabilité, et dans une **zone non perturbée** (à éviter : trouée, cloisonnement, chemin, zone tassée, près d'un bois mort). Le mieux est de découper une portion d'humus avec le couteau pour visualiser celui-ci en coupe. On peut également « gratter » l'humus délicatement pour observer les couches successives.

Les formes d'humus correspondent à la clé du Référentiel Pédologique (2008)

La forme d'humus est une variable clé du diagnostic, elle doit être déterminée avec la plus grande attention

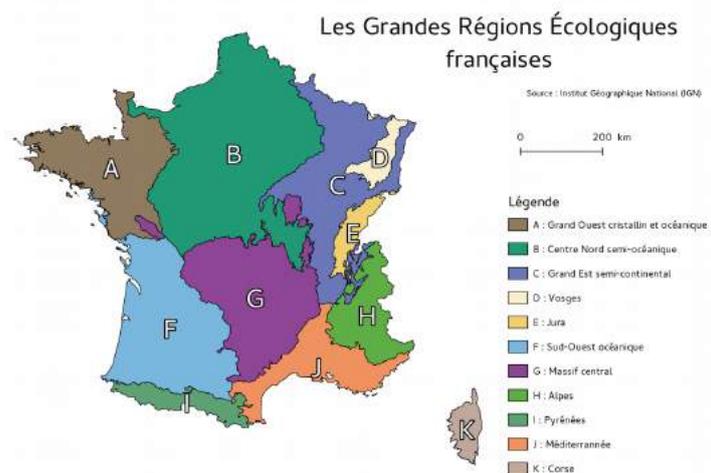
5) Noter la grande région écologique (GRECO).

6) Utiliser les clés de détermination pour obtenir la sensibilité prédite par élément.

7) Combiner les 5 sensibilités suivant les indications présentes sur la fiche de relevé.

8) Ajuster la sensibilité du sol en fonction de l'humus et de la profondeur prospectable.

9) Noter la sensibilité finale diagnostiquée, ainsi que tous les commentaires jugés utiles (peuplement, etc.).



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

VI Fiche de relevé terrain

Fiche de relevé — projet Insensé 2017

N° de relevé :	Observateur :
Date :	Coordonnée X :
Lieu :	Coordonnée Y :

1	Prof. prospectable ≥ 25 cm <input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non ⁽¹⁾	4	Forme d'humus <input type="checkbox"/> Eumull <input type="checkbox"/> Mésomull <input type="checkbox"/> Oligomull <input type="checkbox"/> Dysmull <input type="checkbox"/> Hémimoder <input type="checkbox"/> Hémimor <input type="checkbox"/> Eumoder <input type="checkbox"/> Dysmoder <input type="checkbox"/> Humimor <input type="checkbox"/> Mor <input type="checkbox"/> Famille des Amphimus <input type="checkbox"/> Hydromor ou Hydromoder <input type="checkbox"/> Anmoor <input type="checkbox"/> Tourbe ⁽²⁾	5	Grande région écologique <input type="checkbox"/> A : Grand Ouest cristallin et océanique <input type="checkbox"/> B : Centre Nord semi-océanique <input type="checkbox"/> C : Grand Est semi-continentale <input type="checkbox"/> D : Vosges <input type="checkbox"/> F : Sud-Ouest océanique <input type="checkbox"/> G : Massif central <input type="checkbox"/> E : Jura <input type="checkbox"/> H : Alpes <input type="checkbox"/> I : Pyrénées <input type="checkbox"/> J : Méditerranée <input type="checkbox"/> K : Corse
2	Prof. Effervescence ≤ 25 cm <input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non				
3	Texture (0-10 cm) <input type="checkbox"/> Sableux <input type="checkbox"/> Équilibré <input type="checkbox"/> Limoneux <input type="checkbox"/> Argileux <input type="checkbox"/> Argile lourde				

6	Sensibilité	Ca	Mg	K	P	N
Faible	<input type="checkbox"/>					
Moyenne	<input type="checkbox"/>					
Forte	<input type="checkbox"/>					

Sensibilité combinée :

<input type="checkbox"/> Faible	<input type="checkbox"/> Moyenne	<input type="checkbox"/> Forte	<input type="checkbox"/> Indéterminée
Au moins 3 verts, aucun rouge	Au moins 3 oranges	Au moins 3 rouges, aucun vert	Autre combinaison

8 Ajustements : ⁽¹⁾ Si la profondeur prospectable est inférieure à 25 cm, la sensibilité du sol est déclassée d'une catégorie : faible → moyenne moyenne ou indéterminée → forte ⁽²⁾ Si l'humus [4] est de type « tourbe », la sensibilité du sol est forte .	9 Sensibilité finale du sol à l'export des rémanents :
---	--

Commentaires :

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

VII Détermination de l'humus sur le terrain

Les horizons de l'humus

OL = horizon constitué de débris foliaires non ou peu évolués et de débris ligneux et contenant moins de 10% en volume de matière organique fine

OLn = débris foliaires et ligneux de l'année, non fragmentés

OLT = débris végétaux plus ou moins fragmentés, mais résultants de l'activité des vers anéciques, sans matière organique fine en mélange et reposant directement sur l'horizon A. Des turricules de vers de terre sont souvent présents dans cette couche (forte activité biologique). Il s'agit de la couche OLn qui est simplement fragmentée

OLV = débris végétaux peu fragmentés mais visiblement modifiés depuis le moment de leur chute. Ces débris sont collés entre eux et ramollis et blanchis (attention, la présence de mycélium n'est pas un blanchiment)

OF = horizon formé de résidus végétaux surtout d'origine foliaire plus ou moins fragmentés, reconnaissables à l'œil nu, en mélange avec 10 à 70% en volume de matières organiques fines.

OFzo = horizon OF zoogène, les matières organiques fines correspondent à des boulettes fécales (forme arrondie) de la faune de la litière plus ou moins transformées

OFnoz = horizon OF non zoogène sans activité animale notable dans lequel la fragmentation est d'origine mécanique (gel/dégel...) donnant une structure feuilletée assez compacte

OH = horizon contenant plus de 70% en volume de matières organiques fines (hors racines fines), peut contenir quelques minéraux silicatés

OHzo = OH zoogène dont les constituants sont majoritairement issus de l'accumulation et de la transformation des boulettes fécales de la faune de la litière

OHnoz = non zoogène, sans activité animale actuelle identifiable à l'œil nu, structure fibreuse, massive ou particulière (horizon se pulvérise)

A = horizon organo-minéral contenant en mélange des matières organiques et des matières minérales.

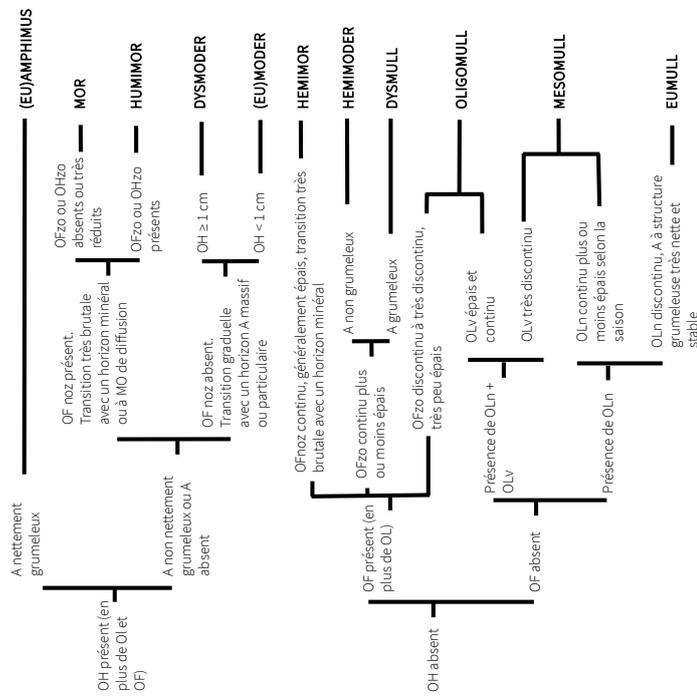
NE PAS CONFONDRE OLT et OF

Dans la couche OF, on voit très bien des petites boulettes fécales (taille millimétrique) intercalées entre les débris végétaux. Ce n'est pas le cas dans la couche OLT: la matière organique n'y est pas visible.

C'est une erreur fréquente qu'il est d'important d'éviter !

Projet Insensé 2017 Détermination de l'humus

(ne convient pas aux formes engorgées ou sans terre fine)
Adapté de Jabiol et al. et du Référentiel pédologique 2008



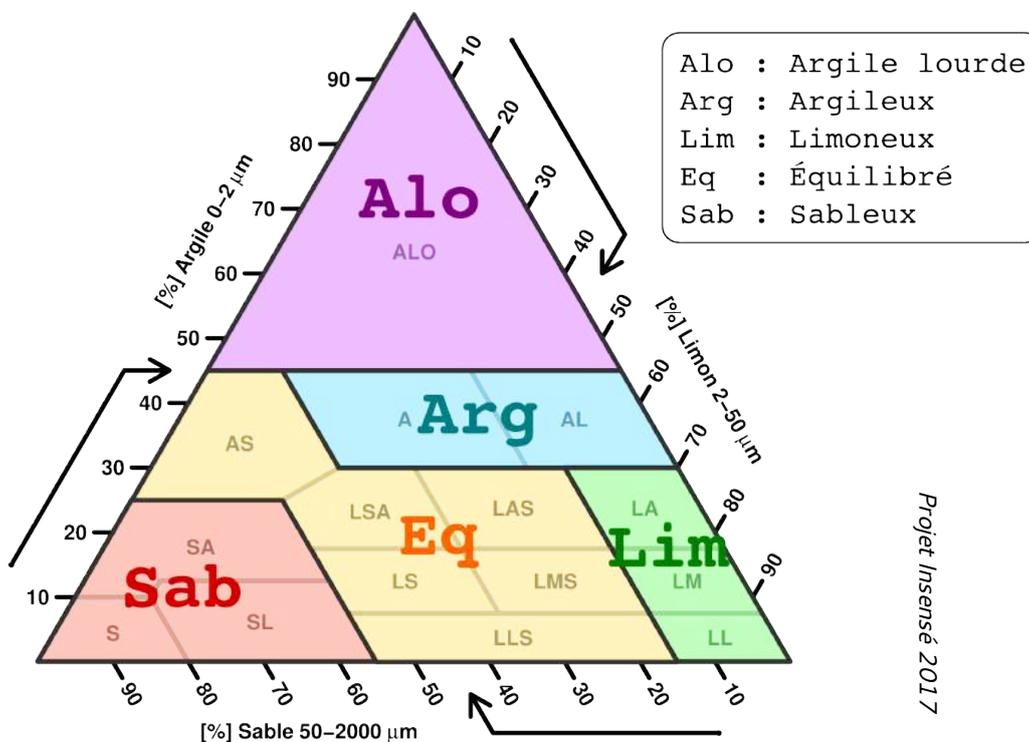
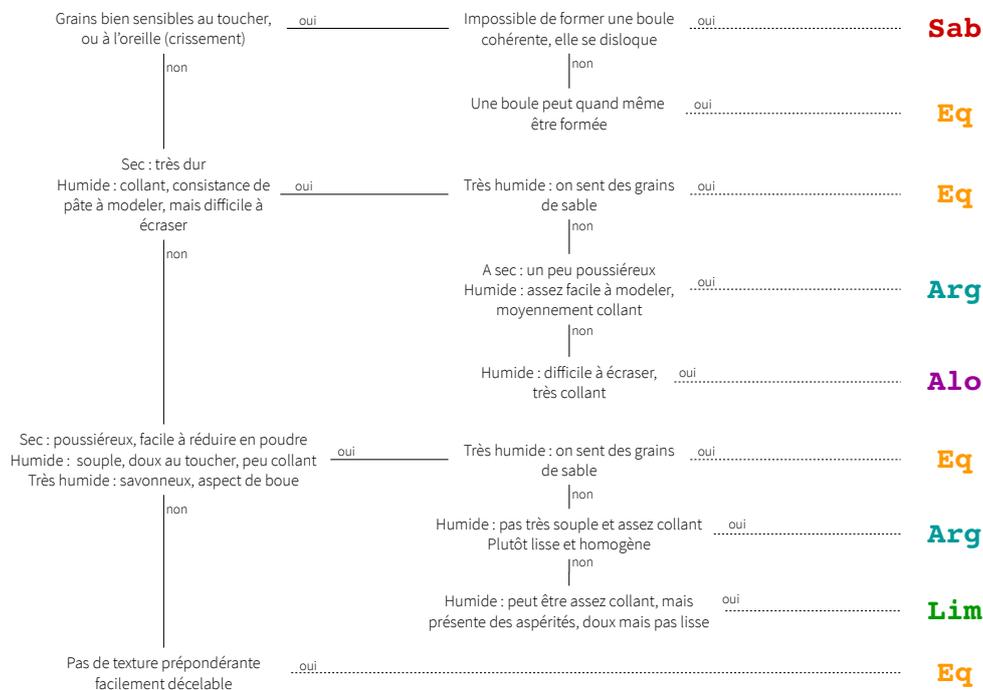
1. Lorsque l'horizon A fait effervescence à HCl, les formes d'humus sont qualifiées de carbonatées
2. Lorsque l'horizon A ou le premier horizon minéral présente des caractères d'hydromorphie, les formes d'humus sont qualifiées d'hydro (exemple : hydromull, hydromor...)

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

VIII Détermination de la texture sur le terrain

Détermination de la texture (5 classes) – projet Insensé 2017

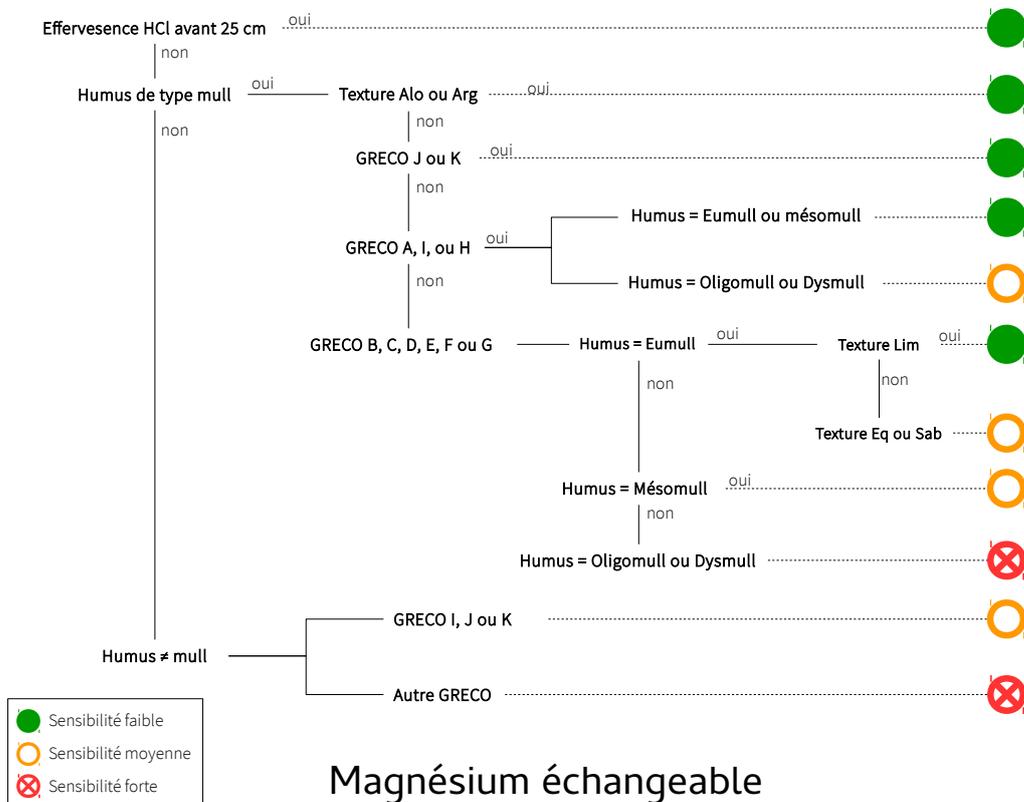
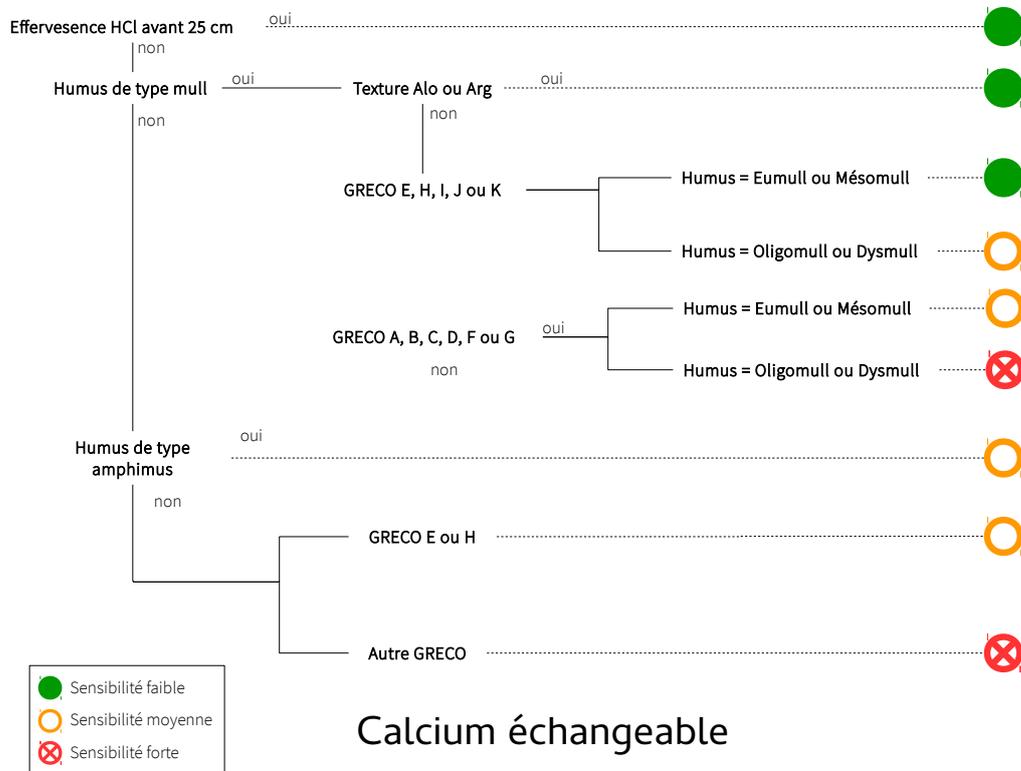
Sableux | **Équilibré** | **Limoneux** | **Argileux** | **Argile lourde**



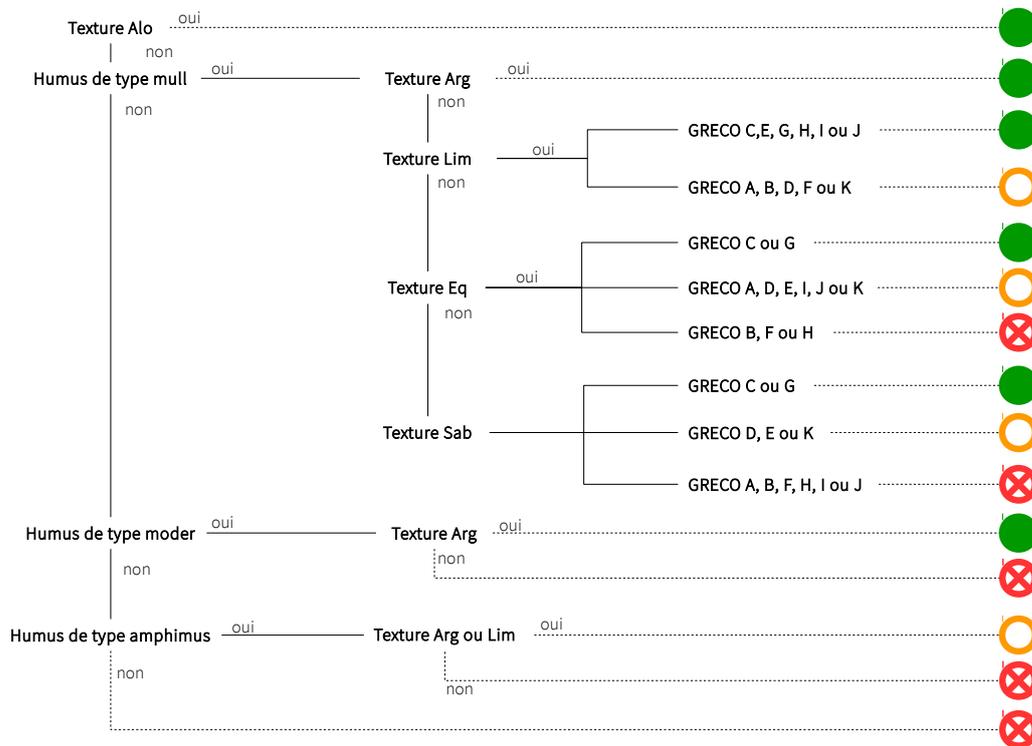
Projet Insensé 2017

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

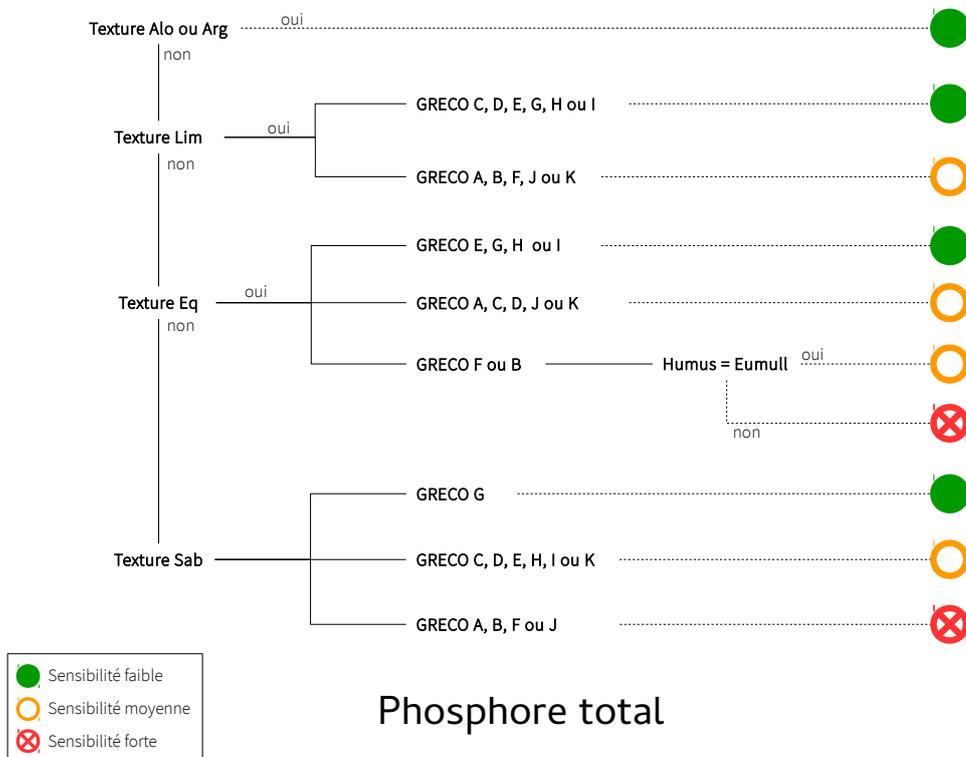
IX Clés de détermination de la sensibilité d'un sol



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ



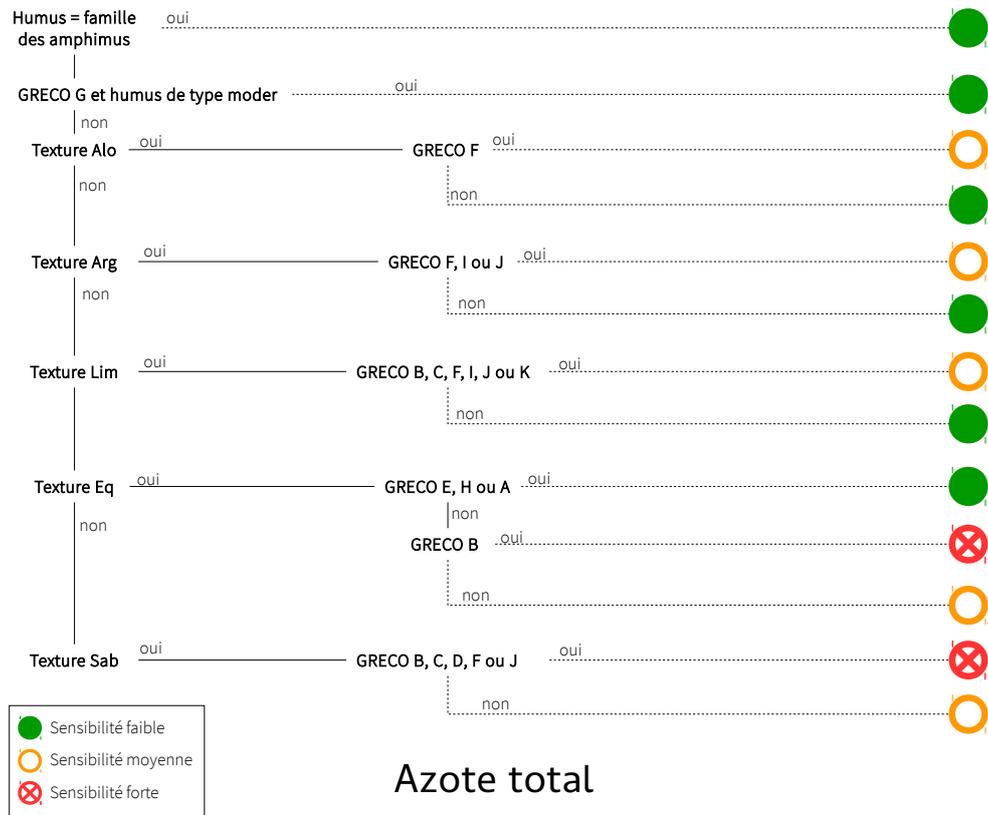
Potassium échangeable



- Sensibilité faible
- Sensibilité moyenne
- ⊗ Sensibilité forte

Phosphore total

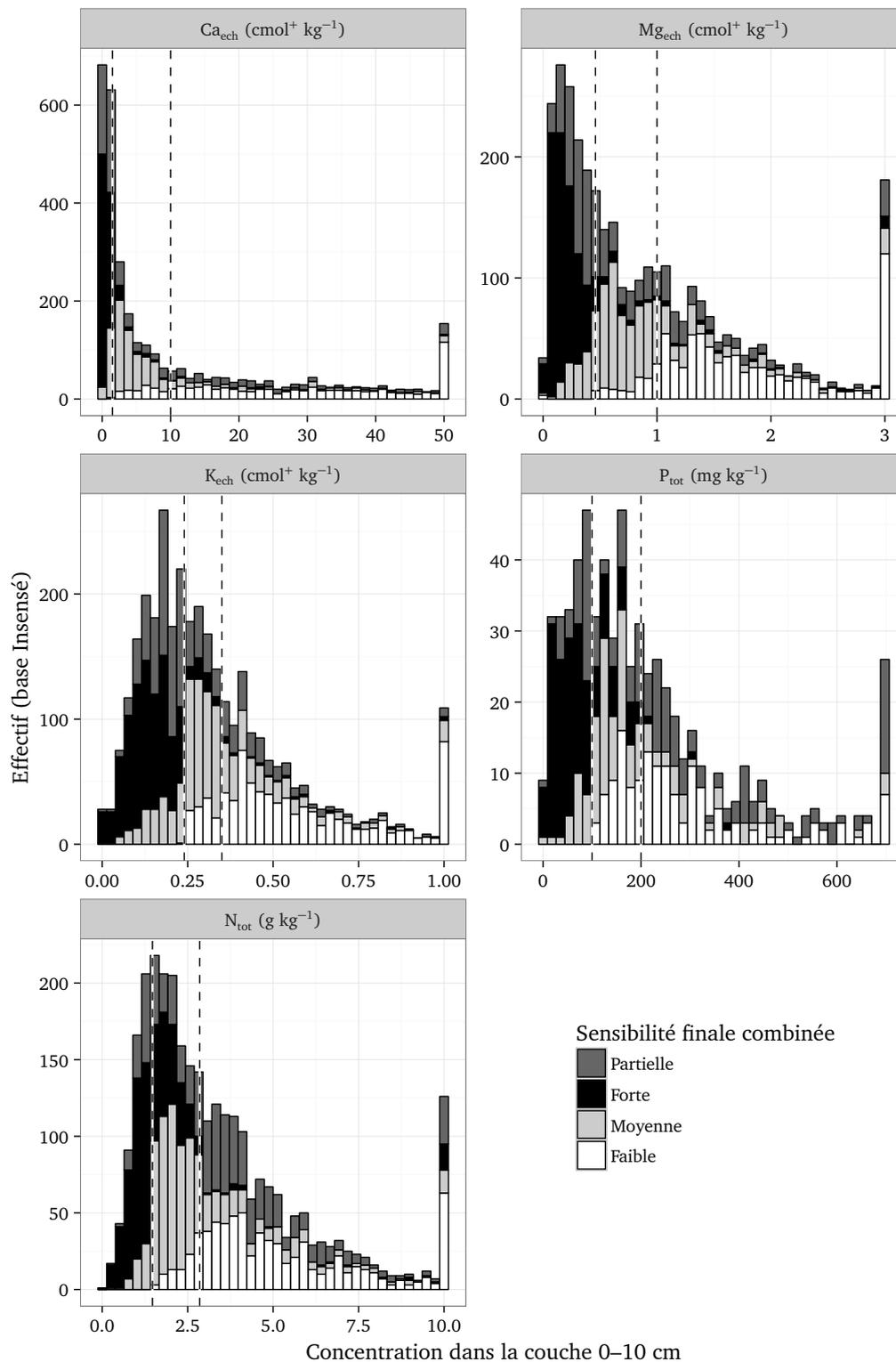
Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

X Distribution des sensibilités analytiques combinées

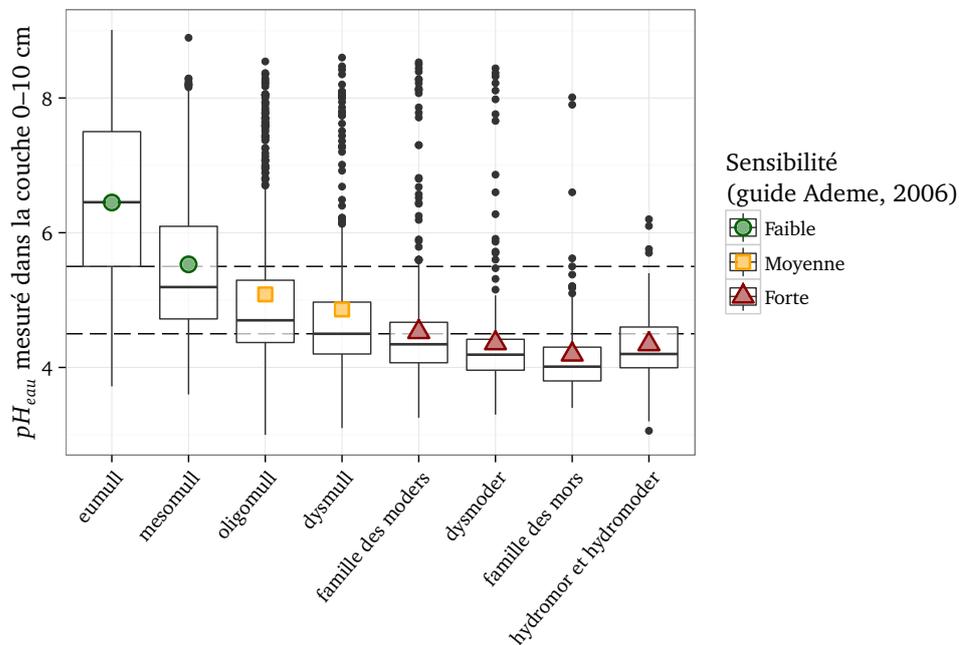
Données : base Insensé. La combinaison est donnée après correction par la profondeur prospectable et l'humus (sensibilité forte si humus tourbeux).



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

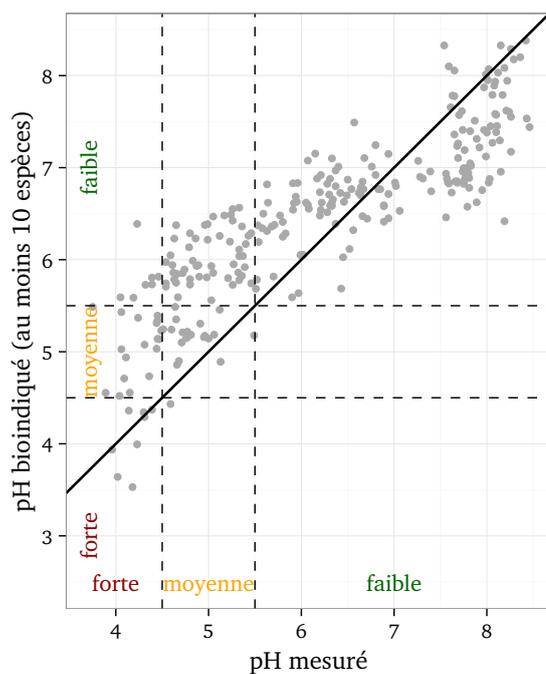
XI Relation entre pH et forme d'humus

Le pH a été mesuré dans la couche 0–10 cm. Les données utilisées correspondent à l'ensemble de la base de données Insensé.



XII Biais de bio-indication du pH

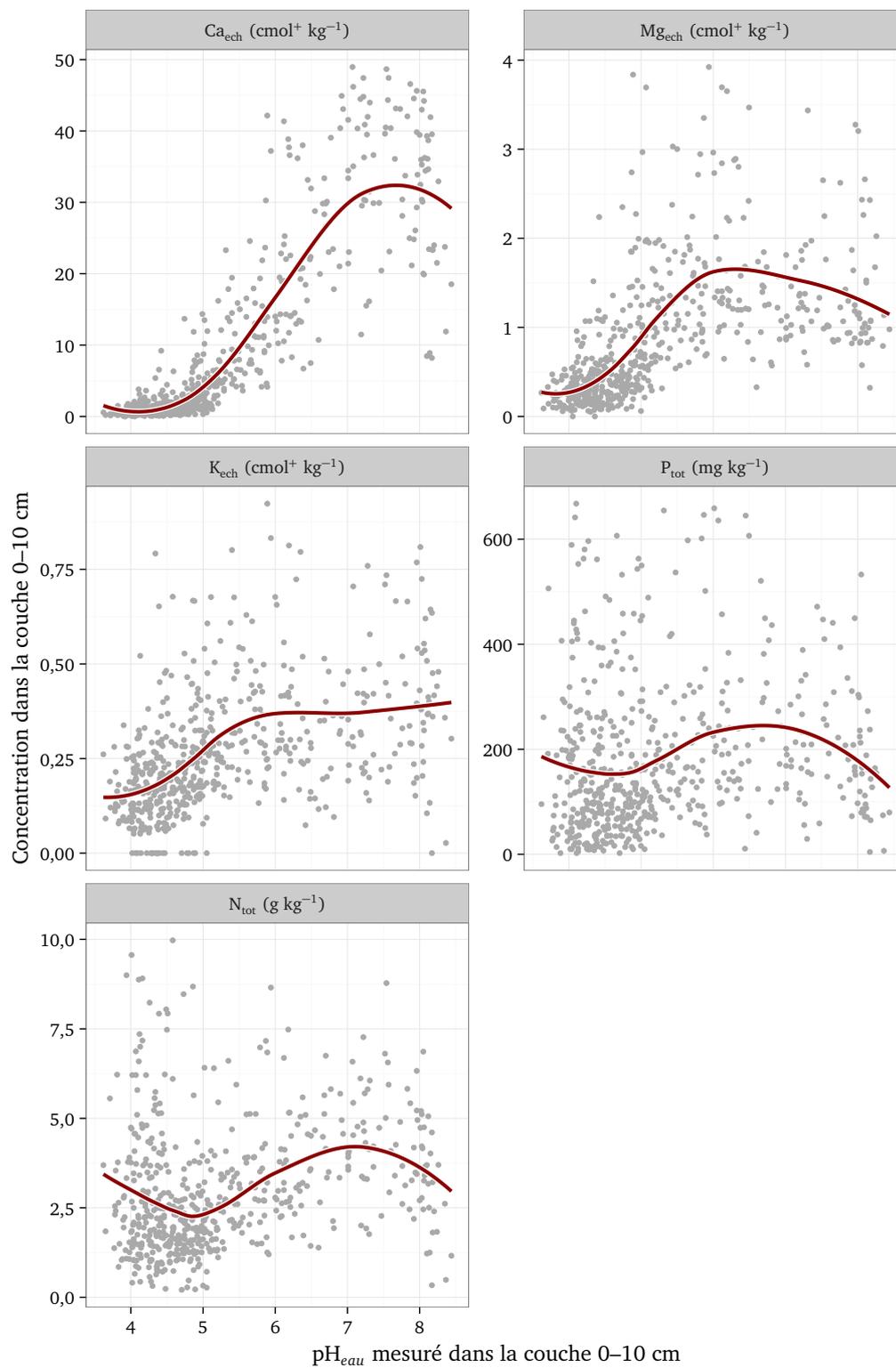
Données : jeu de données de validation (Pinto, 2016).



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

XIII Relation entre la concentration en élément et le pH

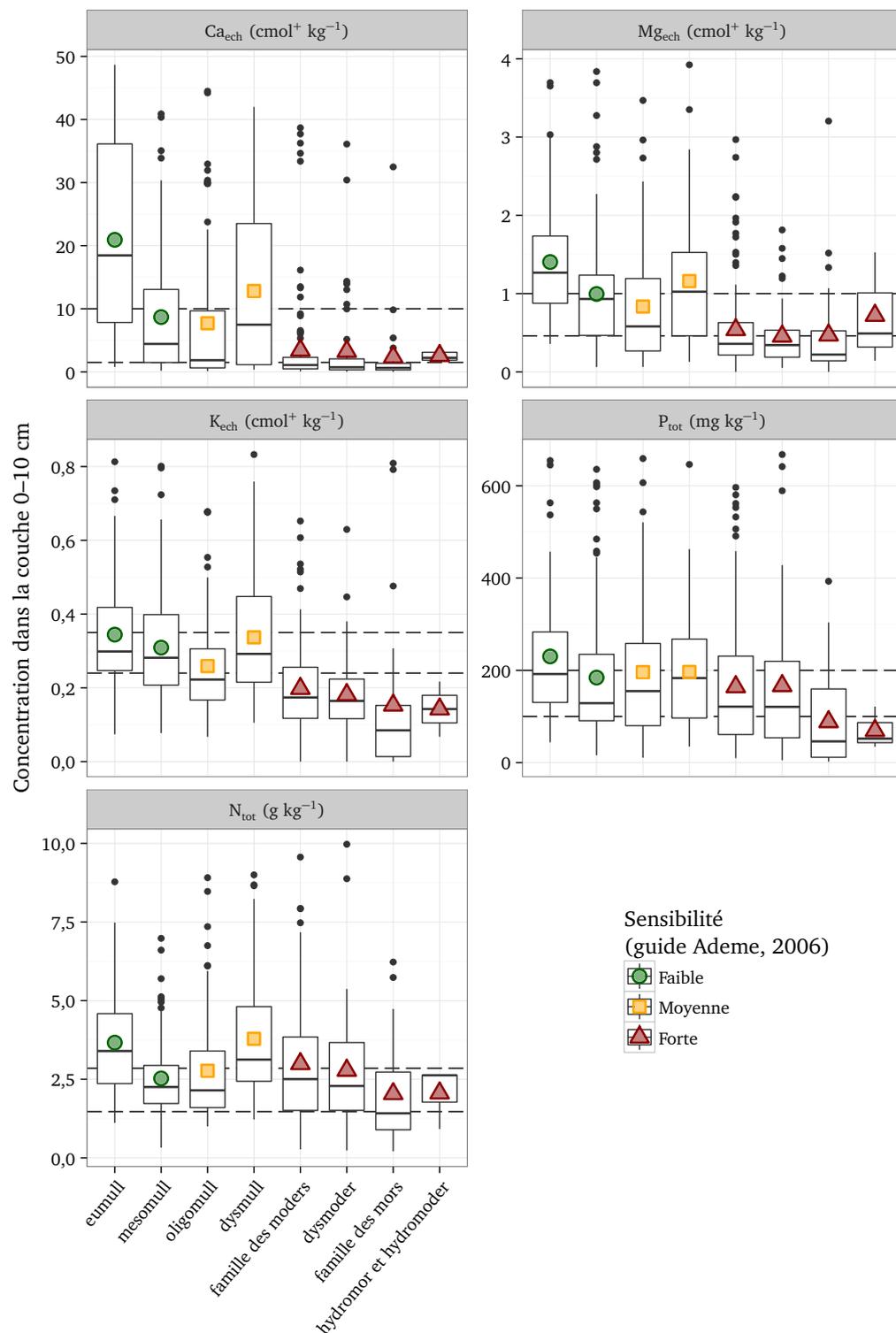
Données : base Insensé.



Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

XIV Relation entre la concentration en élément et la forme d'humus

Données : base Insensé.



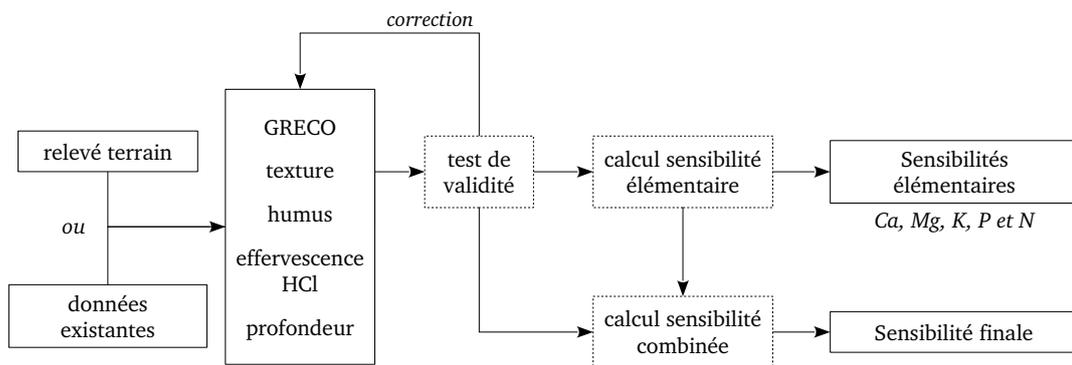
Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

XV Développement d'outils de diagnostic

Quelque soit la forme finale de l'outil et l'utilisation qui en est faite, la chaîne globale de traitement de l'information est la même (voir schéma ci-dessous). Deux sources de données sont possible : un relevé terrain (voir annexe V) ou des données existantes. Dans le cas d'utilisation de données existantes, une harmonisation des codes devra être réalisée. Quelques tableaux non-exhaustifs de correspondances sont donnés en annexes XVI et XVII.

Dans tous les cas, les données d'entrée sont validées et le calcul de la sensibilité de l'écosystème est impossible avec des données d'entrée manquante ou erronées. Les sorties de l'outil sont la sensibilité pour chaque élément (Ca_{ech} , Mg_{ech} , K_{ech} , P_{tot} et N_{tot}) en trois classes (faible, moyenne et forte) ainsi que la sensibilité combinée en quatre classes (faible, moyenne, forte et partielle).

Étapes de traitement de l'information depuis la collecte des données jusqu'à l'obtention du diagnostic final. Tous les outils proposés aux utilisateurs lors des phases de test fonctionnent de cette manière.



Différents supports pour l'outil simplifié

L'outil simplifié a été testé par les utilisateurs sous des formes assez différentes. Dans la suite, chaque type d'outil est décrit de manière synthétique. Les avantages et inconvénients de chaque support tiennent compte de leurs caractéristiques techniques ainsi que des retours des utilisateurs.

Outil papier. L'outil sous forme papier consiste en cinq clés de déterminations (annexe IX) qui permettent, à partir des quatre variables relevées (humus, texture, région écologique et effervescence), de prédire la sensibilité de l'écosystème par élément nutritif. Une fiche de synthèse permet de réaliser la combinaison de ces cinq sensibilités élémentaires et d'ajouter les corrections impliquées par la profondeur du sol (annexe VI).

Avantages :

- les clés de détermination sont des outils couramment utilisés en forêt, ce qui facilite la compréhension de l'outil
- toutes les branches sont présentes, on peut donc comprendre la logique de construction de l'outil et deviner l'influence que peut avoir une modification dans les paramètres d'entrée
- l'outil est assez facile à utiliser sur le terrain et donne un diagnostic instantané.

Inconvénients :

- beaucoup plus lent que les outils automatiques
- cela fait un grand nombre de documents (5 clés + une feuille de résultats, sans compter les documents pour le relevé)

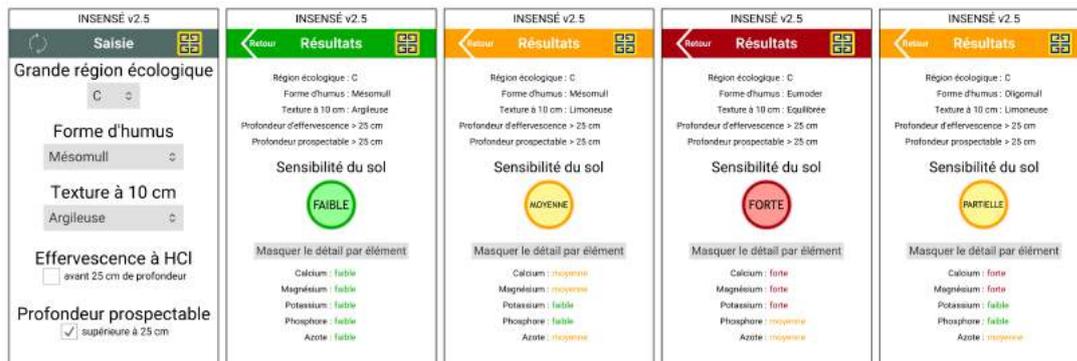
Application mobile. Pour faciliter la prise des données sur le terrain et automatiser la phase de diagnostic, une application mobile a été développée. L'application a été développée avec le framework Qt et codée en C++. L'interface graphique pour Android a été codée en QML.

Avantages :

- le diagnostic est facile et instantané, on s'affranchit de la lourdeur des clés de détermination
- l'outil est plus interactif et plus ludique

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

Exemples de diagnostics obtenus à l'aide de l'application mobile. L'écran de gauche montre le menu de saisie des paramètres. Les quatre autres écrans sont des exemples de résultat.



- il est facile de faire une mise à jour et de la rendre disponible pour tous les utilisateurs en très peu de temps
- possibilité d'évolution de l'application en implémentant des nouvelles fonctionnalités, par exemple donner les recommandations suite au diagnostic écologique

Inconvénients :

- on ne voit plus le détail des clés, on ne comprend pas le cheminement qui amène à ce diagnostic
- pour l'instant (dans cette version), il n'est pas possible d'exporter les données enregistrées dans l'appareil
- pour l'instant l'application ne dialogue pas avec le GPS intégré de l'appareil

Macro Excel Pour le traitement automatisé d'un grand nombre de données, des fonctions personnalisées ont été écrites dans le langage VBA (Visual Basic for Applications) pour Excel. Le fichier permet de calculer la sensibilité à partir d'un tableau (une ligne par relevé, chaque colonne étant une des variables).

Avantages :

- permet le traitement automatisé d'un grand nombre de relevés
- le logiciel Microsoft Excel est très répandu dans le monde professionnel, et maîtrisé

Inconvénients :

- un conflit entre versions de Microsoft Excel peut empêcher les fonctions de s'exécuter
- la vérification des données automatique est un peu complexe à gérer de manière fiable
- la mise à jour du fichier nécessite l'envoi et le téléchargement du fichier à jour, et donc dépend de l'utilisateur final.

Projet Géorelevé Le personnel de l'Office National des Forêts utilise de manière courante les Terminaux De Saisie (TDS), qui sont des appareils dotés d'un système d'exploitation Windows Mobile. Différentes applications ont été développées en interne, comme l'application GéoRelevé qui permet de créer des formulaires de saisie, puis de les diffuser et de réaliser les relevés en question, avec une information géographique (position du point par exemple). Pour cette étude, un projet GéoRelevé a été créé afin de faciliter l'efficacité du relevé sur le terrain. L'export est ensuite possible sur l'ordinateur pour traitement automatisé avec Microsoft Excel par exemple ou R.

Avantages :

- appareil et logiciel couramment utilisé par les gestionnaires de l'ONF
- l'enregistrement des positions GPS permet de géoréférencer le relevé et donc la sensibilité de l'écosystème en question
- l'export des données sous format *.csv est prévu

Inconvénients :

- le diagnostic n'est pas instantané : il faut soit exporter les données et automatiser sur ordinateur, soit utiliser l'outil papier ou l'application mobile en plus
- ce type d'appareil n'est utilisé que par l'ONF. Les forestiers privés n'ont pas ce genre d'outils
- peu pratique et peu ludique

Package R Le package *Insense* est une boîte à outils qui fonctionne avec le logiciel R. L'objectif des fonctions proposées est le même que celui de la macro Excel : automatiser le traitement d'un grand nombre

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

de relevés, sur l'ordinateur.

Avantages :

- la validation des données est facile et fiable
- la mise à jour peut être faite facilement
- R est un logiciel libre et gratuit

Inconvénients :

- on ne voit plus le détail des clés, on ne comprend pas le cheminement qui amène à ce diagnostic
- ce genre d'outil n'est utilisé que par les chercheurs et ingénieurs en recherche et développement, mais pas en routine chez les gestionnaires forestiers

Conclusion : voie de développement à suivre

Choix de la forme de l'outil terrain L'application pour mobile semble être portée sur l'avenir, et convenir à la majorité des utilisateurs (forêt publique et privée). Le développement futur devra être envisagé sur ce type d'outil. Un guide papier devra cependant être produit car certains utilisateurs veulent connaître comment fonctionnent les clés de détermination dans le détail. Certains utilisateurs souhaiteraient que le guide en format papier contienne les clés de déterminations séparées par grande région écologique, afin de n'avoir que la région concernée. C'est une idée intéressante, mais trop d'arguments s'y opposent. D'abord, cela augmenterait le volume de pages du guide. Ensuite certains utilisateurs ont besoin de travailler avec différentes régions écologiques, ou voudraient facilement les comparer (travaux au niveau régional par exemple). Il est donc préférable de garder les clés complètes pour chaque élément.

Le développement de l'application pour mobile pourra s'appuyer sur le prototype produit et testé qui a convenu à tous les utilisateurs. Cependant, il sera intéressant d'y ajouter la possibilité de sauvegarder les relevés terrain et le diagnostic calculé par l'application, ainsi que la possibilité de récupérer les coordonnées des points de relevés.

Il est également important de réfléchir à la mise à jour de l'outil terrain. En effet, une application mobile peut être mise à jour facilement, par contre le gestionnaire n'en utilisera la dernière version que s'il fait l'effort de vérifier les mises à jour disponibles. Il est important, dans le cadre de l'amélioration continue des connaissances, de permettre de suivre ces évolutions de l'outil de diagnostic, peut-être via un système d'avertissement par sms ou mail.

Certaines améliorations apportées suite aux demandes des utilisateurs ayant participé au test d'appropriation sont à conserver :

- Les termes utilisés dans l'outil devront tous être traduits en français. Les classes de textures étaient au départ codées en anglais (*coarse, medium, fine*, etc.) afin de reproduire la nomenclature des textures de la FAO, mais cela a rebuté quelques utilisateurs.
- L'outil utilisant des couleurs de feux tricolores, il est absolument nécessaire d'ajouter un figuré pour permettre aux daltoniens de l'utiliser.
- La quantité de texte doit être la plus limitée possible.

Choix de la forme de l'outil bureau Dans le cadre de l'utilisation de données existantes, les supports pour calculer les sensibilités élémentaires et combinées qui ont été retenus sont le package R et la Macro Excel. Le package R présente plus d'avantages en terme de validation des données d'entrée, de mise à jour de l'outil et de compatibilité avec des données issues de SIG. Il est à favoriser, sauf dans le cadre d'une utilisation par des opérateurs ne connaissant pas le logiciel R. Une solution intéressante à explorer est de créer une application Shiny R utilisable depuis un navigateur Internet. L'utilisateur se rendrait sur la page web, téléverserait ses données (sous format *csv* ou *xls*), puis l'application se servirait du package R pour renvoyer les données traitées à l'utilisateur. Nous n'avons pas pu tester cette solution, mais cela permettrait d'allier les performances et la souplesse de R avec l'absence de contrainte d'installation du logiciel lui-même.

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

XVI Correspondances avec la nomenclature de l'IFN

Forme d'humus

Code IFN	Nom IFN	Nom Insensé
10	mor	mor
15	mor carbonaté	famille des amphimus
18	hydromor	hydromor et hydromoder
20	moder	moder
21	dysmoder	dysmoder
22	hemi-moder	hemimoder
25	moder carbonaté	famille des amphimus
28	hydromoder	hydromor et hydromoder
30	dysmull	dysmull
31	oligomull	oligomull
40	mesomull	mesomull
42	amphimull	famille des amphimus
45	mull carbonaté épais	famille des mulls
48	hydromull	famille des mulls
50	eumull	eumull
55	mull carbonaté	eumull
80	tourbe	tourbe
81	anmoor	anmoor
99	absence ou autre	NA

Texture

Code IFN	Nom IFN	Nom Insensé
0	absence	NA
1	sable	sableux
2	sable limoneux	sableux
3	sable argileux	sableux
4	limon sableux	equilibre
5	limon argileux	limoneux
6	limon	limoneux
7	argile limoneuse	argileux
8	argile sablo-limoneuse	equilibre
9	argile	argile lourde

Annexe : rapport de stage - tâche 5 du projet INSENSÉ

XVII Correspondances avec d'autres classifications

Classification CPCS des formes d'humus

Forme d'humus (CPCS, 1967)	Forme d'humus (Insensé)
mor	mor
dysmoder	dysmoder
moder	eumoder
mull-moder	dysmull
mull acide	oligomull
mull oligotrophe	oligomull
mull mésotrophe	mesomull
mull eutrophe	eumull
mull calcique	eumull
mull carbonaté	famille des mulls
hydromull	famille des mulls
hydromoder	hydromor et hydromoder
hydromor	hydromor et hydromoder
anmoor	anmoor
tourbe	tourbe
amphimull	famille des amphimus

Classification des textures du triangle de l'Aisne (16 classes)

Texture en 16 classes (Jamagne, 1967)	Texture 5 classes (Insensé)
Sable (S)	sableux
Sable limoneux (SL)	sableux
Sable argileux (SA)	sableux
Limon sableux léger (LSL)	équilibre
Limon léger sableux (LLS)	équilibre
Limon sableux (LS)	équilibre
Limon moyen sableux (LMS)	équilibre
Limon sablo-argileux (LSA)	équilibre
Limon argilo-sableux (LAS)	équilibre
Limon léger (LL)	limoneux
Limon moyen (LM)	limoneux
Limon argileux (LA)	limoneux
Argile sableuse (AS)	équilibre
Argile (A)	argileux
Argile Limoneuse (AL)	argileux
Argile lourde (ALO)	argile lourde

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, les économies de matières premières, la qualité de l'air, la lutte contre le bruit, la transition vers l'économie circulaire et la lutte contre le gaspillage alimentaire.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de la Transition Écologique et Solidaire et du ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



PROJET INSENSE

Résumé En vue d'atteindre les objectifs internationaux de baisse des émissions de gaz à effet de serre, la biomasse forestière est une ressource renouvelable de plus en plus utilisée. Augmenter les prélèvements de bois peut avoir un impact non négligeable sur l'écosystème forestier, surtout si on s'intéresse au prélèvement des bois qui n'étaient pas ou plus collectés (troncs de faibles diamètres, branches, feuillages), souvent très fortement concentrés en éléments minéraux. Les effets sur le sol d'un export supplémentaire d'éléments minéraux ne sont pas systématiquement négatifs, c'est pourquoi les forestiers ont besoin de connaître les sols susceptibles de supporter un tel export sans compromettre la production de bois sur le long terme : l'énergie ne sera renouvelable que si la gestion l'est.

Le projet INSENSÉ, financé avec le soutien de l'ADEME (programme REACTIF) a eu pour objectif de produire des indicateurs de sensibilité des sols à une récolte accrue de biomasse qui soient à la fois fiables, peu chers, tout-terrain et confortables. A partir d'une analyse approfondie de la littérature et de la mise en commun de données sur les sols forestiers, (i) des indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers à partir d'analyses de sol en laboratoire ont été définis et (ii) un outil simplifié de terrain pour prédire cette sensibilité a été construit et testé (jeu de données indépendants et test d'appropriation auprès de gestionnaires forestiers). L'indicateur analytique de sensibilité des sols forestiers retenu est la concentration en éléments nutritifs (calcium, magnésium, potassium, phosphore et azote) dans l'horizon de surface, proxy le plus probable en l'état actuel des connaissances de la prépondérance des cycles biologiques dans la nutrition des arbres. Des clés de détermination ont permis de simplifier cet indicateur analytique peu accessible aux forestiers. Elles prédisent la sensibilité d'un sol forestier à partir de 5 descripteurs du sol : la forme d'humus, la texture, la profondeur d'apparition de l'effervescence de la terre fine à l'acide chlorhydrique, la grande région écologique (GRECO, définie par l'IFN) et la profondeur prospectable par les racines (seuil à 25cm pour les profondeurs). Cet indicateur simplifié de terrain a ensuite été testé statistiquement et techniquement, en partant à la rencontre de potentiels utilisateurs.

Sur les deux plans, il présente une amélioration par rapport à l'outil existant (clé de sensibilité des sols du guide ADEME 2006). Il a été globalement bien accepté par les futurs utilisateurs, et les résultats de l'indicateur terrain sont plutôt en accord avec ceux de l'indicateur analytique. Cette étude montre une démarche complète de développement d'un outil d'aide à la décision, depuis sa définition scientifique jusqu'à sa simplification pour un usage par des non scientifiques.



www.ademe.fr

