

Contribution à la lutte contre l'effet de serre

Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?

Expertise Scientifique Collective

Rapport d'expertise réalisé par l'INRA
à la demande du Ministère de l'Ecologie
et du Développement Durable

Octobre 2002

Contribution à la lutte contre l'effet de serre

Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?

D. Arrouays, J. Balesdent, J.C. Germon, P.A. Jayet, J.F. Soussana, P. Stengel
Editeurs scientifiques

Expertise Scientifique Collective

Rapport d'expertise réalisé par l'INRA
à la demande du Ministère de l'Ecologie
et du Développement Durable

Octobre 2002

Préface

Mettre à disposition du ministère chargé de l'environnement et des acteurs de l'environnement des références de recherche et d'observation, destinées à éclairer les politiques publiques dans ces domaines où règnent l'incertitude et le débat, entre dans les missions de la Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E) du ministère.

L'enjeu et les incertitudes liés au stockage du carbone

Le changement climatique est un problème environnemental majeur pour le 21^e siècle. Dans ce contexte, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) participe avec la Mission Interministérielle de l'Effet de Serre (MIES) aux négociations internationales et a lancé plusieurs programmes de recherche qui concernent plus particulièrement le rôle que pourraient jouer les puits de carbone vis-à-vis des émissions de CO₂. Ainsi, certains projets de recherche en cours concernent déjà les possibilités de stockage du carbone dans la biomasse des écosystèmes forestiers et prairiaux, d'autres évaluent le rôle des sols, et plus particulièrement des changements d'occupation des sols et de pratiques agricoles, sur le contenu en matière organique des sols.

Cependant, les phénomènes sont complexes et force est de constater que les données scientifiques acquises au plan international donnent encore lieu à des controverses, probablement dues au manque de données issues d'expérimentations de longue durée et de réseaux de surveillance des sols.

La mise en place d'une expertise collective comme appui à la négociation

La D4E s'est ainsi efforcée de mettre en place un tel réseau pour l'avenir (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols - RMQS) avec le ministère chargé de l'agriculture, l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), l'Institut français de l'environnement (IFEN) et l'Institut national de la recherche agronomique (INRA), mais, compte tenu de l'échelle de temps d'évolution des sols, les résultats ne seront pas disponibles avant cinq ou dix ans. En raison des incertitudes existantes aux niveaux national, européen ou international, l'appel à une expertise s'imposait donc pour avoir des bases objectives immédiates en appui aux négociations.

A ce niveau, on peut faire le constat que, après l'intégration des forêts dans le Protocole de Kyoto (article 3.3), l'article 3.4 concernant l'agriculture a donné lieu à de nombreuses discussions sans expertise véritable et à des controverses y compris par le canal des grands périodiques scientifiques, qui ont conduit à l'échec de la Conférence des parties (COP 6) de La Haye. Les principales questions posées tournaient autour de la faisabilité du stockage du carbone, des capacités de stockage, du temps de résidence dans les sols et des surfaces et pratiques concernées. Une nouvelle conférence (COP 6 bis) à Bonn a alors entériné l'utilisation du stockage de carbone en agriculture et foresterie prévu par l'article 3.4 (changement d'utilisation des terres ou changement de pratiques agricoles et forestières), mais sans limitation de surface et de quantité stockée et sans fournir pour l'instant de règles d'évaluation ou de vérification.

L'expertise française devait être mobilisée rapidement. La nécessité d'une expertise collective s'imposait du fait du caractère multidisciplinaire des questions posées et des implications

agronomiques et économiques. L'INRA est particulièrement bien armé pour mettre en œuvre ce type d'expertise collective. L'expertise s'est alors mise en place dans le cadre de la convention existant entre le MEDD et l'INRA, et s'est appuyée sur un comité de pilotage comprenant les principaux gestionnaires (MEDD, ministère chargé de l'agriculture, MIES), ce qui a permis de préciser et de hiérarchiser les questions posées aux scientifiques. Le comité de pilotage, sans confusion entre la maîtrise d'œuvre et la maîtrise d'ouvrage, a été le lieu de suivi et de co-construction itérative de l'expertise.

Perspectives

Le travail fourni apporte non seulement un bilan critique des connaissances et les éléments de réponse aux questions posées, mais aussi une mise en perspective des éléments du débat. Ils seront présentés aux gestionnaires et aux négociateurs lors d'un séminaire en octobre 2002, puis discutés lors d'un colloque avec une audience plus large incluant une participation européenne et internationale, notamment d'Amérique du Nord.

Les résultats pourront déjà, par la participation de chercheurs français dans le cadre du Groupe intergouvernemental des experts sur le climat (GIEC), servir à préciser certaines opérations de vérification des variations de stock de carbone encore non définies par le protocole de Kyoto. Il s'agira en particulier de les rendre faisables au plan économique.

Les résultats vont également être directement utilisables par la MIES dans le Programme National de Lutte contre le Changement Climatique (PNLCC) pour lequel l'agriculture est sollicitée comme toutes les autres activités économiques. Dans ce contexte, la comptabilisation des stocks de carbone en forêt présente des limites, tandis que plusieurs choix de valorisation directe de la biomasse ou des résidus de culture (énergie, biocarburant...) ou de passage par la matière organique des sols sont envisageables.

Précisons que la matière organique des sols n'est pas uniquement un stock de carbone, mais aussi une source de vie et de biodiversité, dont il s'agit de tenir compte par la notion de qualité des sols.

Le sol est donc à protéger, souci qui rejoint la récente communication européenne sur les sols d'ores et déjà approuvée en Conseil européen en juin 2002, et il s'agira d'évaluer les autres effets des pratiques susceptibles de stocker du carbone sur la protection des sols (en particulier contre l'érosion), ainsi que les liens avec la qualité de l'air et de l'eau sur lesquels des travaux de recherche sont à conduire.

Ces points de discussion, complémentaires à la question du stockage du carbone, sont déjà amorcés dans le rapport. Ils méritent d'être poursuivis compte tenu des mesures financières qui figurent déjà dans les CTE actuels et de celles qui sont en discussion dans le cadre de la réforme de la PAC. Sans évoquer un marché du carbone qui tarde à se mettre en place à des prix acceptables, le contexte économique des pratiques agricoles et des changements d'occupation des sols au niveau du territoire français et européen peut changer assez rapidement avec la prise en compte des double bénéfiques.

Dominique Bureau

Directeur des Etudes Economiques
et de l'Evaluation Environnementale

Ministère de l'Ecologie
et du Développement Durable

Avant-propos

L'Expertise collective à l'INRA : une synthèse critique des connaissances faite à la demande d'acteurs externes

Le rapport qui suit est le résultat de la deuxième opération formalisée d'expertise collective de l'INRA. Sa réalisation concrétise la volonté de notre établissement, inscrite parmi les priorités de son contrat d'objectif 2001-2004, de mieux répondre à la demande d'expertise des pouvoirs publics et de ses partenaires. Elle marque ainsi une étape de la réalisation de ce contrat.

Répondre à de nouvelles demandes d'expertise

La fonction d'expertise fait partie des missions statutaires des établissements publics de recherche. Compte tenu du caractère finalisé des recherches de l'INRA, l'activité d'expertise y est traditionnellement importante. Diffuse, elle s'inscrit naturellement et presque quotidiennement dans le travail des chercheurs. Cette tradition est désormais confrontée à une véritable explosion de la demande d'expertise scientifique. Manifestation de l'importance acquise par la science dans le monde contemporain, elle résulte de modifications profondes du contexte de la recherche. Ses facteurs sont multiples : inquiétudes suscitées par les avancées rapides des sciences et des technologies, perception nouvelle des risques pour l'homme et son cadre de vie, émergence du principe de précaution, mise en cause de la responsabilité pénale associée à la décision. Elle implique directement l'INRA car sa contribution au bouleversement des sciences de la vie et ses grands domaines d'application, agriculture, alimentation, environnement, sont au cœur d'enjeux de société d'une force croissante. C'est pourquoi, après d'autres organismes, l'INRA a décidé de mettre sur pied une procédure institutionnelle d'expertise collective. Il s'agit d'un engagement de long terme dont le succès dépend de la construction d'un savoir-faire méthodologique reconnu et de son appropriation par les chercheurs, qui passe par sa prise en compte dans leur évaluation individuelle. Une Unité spécialisée a été créée pour y contribuer par son appui aux experts, l'analyse critique et la capitalisation des expériences.

Garantir la qualité du travail

L'objectif principal de la procédure est de garantir aux demandeurs d'expertise la qualité des avis qui leur sont fournis. La nature des fondements de cette garantie est triple.

- **Une définition explicite et partagée de la nature du produit**

L'expertise est définie comme une synthèse critique des connaissances scientifiques faisant la part des acquis, des lacunes, des domaines d'incertitude ou de controverses entre spécialistes, des hypothèses à valider et du degré de plausibilité qui leur est accordé. Le choix de cette définition implique que

l'expertise s'appuie exclusivement sur des connaissances scientifiques certifiées. Conçue comme synthèse critique, elle vise à décrire objectivement l'état d'une problématique, mais ne conduit pas à en inférer recommandations ou conseils préfigurant la décision.

Le but de cette réserve n'est pas de dégager la responsabilité des experts, mais de la borner pour préserver l'indépendance de l'expertise par rapport au processus de décision qu'elle prépare. Dans la réalité, cette ligne de partage incertaine dépend étroitement du questionnement adressé aux experts. Son extension et sa formulation précise sont l'enjeu d'une interaction constructive entre le commanditaire et les responsables de l'expertise. Cette phase initiale d'agrément mutuel sur la spécification des objectifs de l'opération est essentielle : elle détermine notamment la possibilité d'évaluer *in fine* la qualité des réponses produites.

- **La réalisation collective**

De manière toujours plus évidente, les problématiques complexes motivant les demandes d'expertise ne peuvent être traitées que par des groupes rassemblant des ensembles de disciplines et points de vues complémentaires. Le caractère collectif est un moyen d'assurer l'homogénéité de la pertinence de l'expertise sur l'ensemble des domaines de connaissance qu'elle recouvre. C'est également le moyen de confronter la pluralité des approches, en favorisant l'expression des controverses et l'exercice de la critique. L'extension de leur vivier d'experts est, à cet égard, un atout des grands organismes. L'INRA veut le valoriser, sans se limiter aux contributions de ses propres chercheurs, mais au contraire en recherchant l'ouverture aux meilleures compétences externes, facilitée par la richesse de ses réseaux de collaboration.

- **La qualification des experts**

Elle met d'abord en jeu leur compétence scientifique, attestée par leur reconnaissance académique internationale. Par leur système rigoureux d'évaluation des chercheurs, les organismes publics sont en bonne situation pour l'apprécier. Mais l'exigence fondamentale à leur égard est celle de l'impartialité de l'expertise, dont la condition première est la pluralité du groupe d'experts assortie de garantie quant à leur indépendance individuelle. Les chercheurs publics bénéficient des meilleures conditions pour l'affirmer. Cependant, diverses précautions procédurales, telle la systématisation de la "déclaration d'intérêt" permettent de clarifier *a priori* les relations contractuelles des laboratoires publics, avec des acteurs privés ou des groupes d'intérêt.

La prévention de pressions possibles des décideurs publics eux-mêmes est assurée par l'absence d'ingérence dans l'activité du groupe d'experts et de contrôle sur la formulation des avis. Tout type d'approbation hiérarchique préalable, susceptible de prendre en compte des intérêts institutionnels, en est également exclue.

Le respect procédural de ces principes de qualité constitue l'unique engagement institutionnel de l'INRA par rapport à l'expertise. La responsabilité exclusive des experts sur le contenu de leur rapport et les avis qui le concluent, est strictement préservée.

La séquestration du carbone dans le sol, un thème d'intérêt exemplaire pour l'INRA

La demande d'expertise sur le "*Stockage du carbone dans les sols agricoles*", adressée à l'INRA par la Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale du Ministère chargé de l'Environnement offrait une occasion privilégiée de traduire cet engagement. Son thème illustre

idéalement les motivations de la démarche. Objet d'oppositions inter-étatiques, alimentées par la controverse scientifique, dans le cadre de la Conférence des Parties du Protocole de Kyoto, il impose un positionnement des pouvoirs publics pour la suite des négociations internationales, et la mise en œuvre de leurs conclusions au niveau national. Les décisions à prendre se placent dans un contexte d'incertitude très forte, dont la composante scientifique est prépondérante. Elle porte fondamentalement sur l'évolution à long terme du système naturel en cause, le sol et ses constituants organiques, sur les déterminants climatiques, pédologiques, technico-économiques de cette évolution, sur l'efficacité des moyens de maîtrise par rapport à l'objectif final de limitation de l'effet de serre. Les enjeux sous-jacents d'usage et de gestion des sols sont cruciaux pour les relations entre agriculture et environnement. Ils concernent l'agriculture multifonctionnelle, en tant que productrice de nouveaux services environnementaux. Ils interfèrent plus généralement avec l'ensemble des impacts de la production agricole sur les ressources naturelles, dans lesquels le sol joue un rôle déterminant. Ils sont ainsi en coïncidence étroite avec les objectifs stratégiques de l'INRA. Leur analyse fait appel à des disciplines dans lesquelles notre établissement occupe une place de premier plan au niveau national et européen : sciences du sol, agronomie, économie publique appliquée à l'agriculture, connaissance des pratiques des acteurs.

A ces conditions favorables s'ajoutait la riche expérience de collaboration entre le Ministère chargé de l'Environnement et l'INRA. Formalisée par une Convention Cadre qui en régit l'organisation, elle a facilité l'accord mutuel sur la démarche et ses objectifs, dans le respect des principes exposés précédemment.

On trouvera, dans l'introduction au rapport, la description détaillée des modalités de conduite de l'expertise. Elle montre que cette réalisation de l'INRA a bénéficié de garanties sérieuses. Le rapport et la synthèse qui en sont les produits, seront légitimement objets de critique et de controverse. Ils le méritent en tant que production scientifique, les moyens et exigences propres à leur assurer ce statut ayant été réunis. Les auteurs en assument et revendiquent le risque. Nous les remercions de même que l'ensemble des contributeurs à ce travail. Ces remerciements s'adressent tout particulièrement à nos collègues des autres organismes, français ou étrangers, qui ont répondu positivement à notre sollicitation. En terminant, nous souhaitons à cet ouvrage de marquer un succès de cette forme nouvelle d'accomplissement de la mission de l'INRA qu'est la valorisation publique de la connaissance scientifique.

Marion Guillou

Directrice Générale

Institut National de la Recherche Agronomique

Comité de pilotage de l'expertise

Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) :

Benoît LESAFFRE (président du Comité de pilotage), Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E), Directeur du Service de la Recherche et de la Prospective (SRP)

Sylviane GASTALDO, D4E

Michel ROBERT, D4E

Christophe EWALD, Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques (DPPR)

Mission Interministérielle de l'Effet de Serre (MIES) :

Marc GILLET

Arthur RIEDACKER

Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales (MAAPAR) :

Nicolas ROUGIE, Direction de l'Espace Rural et de la Forêt (DERF)

Jean-Claude SOUTY, DERF

GIP Ecofor :

Jean-Claude BERGONZINI

Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) :

Dominique ARROUAYS, Infosol, coordination scientifique de l'expertise

Claire SABBAGH, Unité Expertise Scientifique Collective

Pierre STENGEL, Directeur Scientifique Environnement, Forêt et Agriculture (EFA)

Le comité de pilotage s'est réuni les 5 juin 2001, 4 septembre 2001, 30 janvier 2002 et 22 mai 2002.

Conduite de l'expertise

• Responsable INRA du projet

Pierre STENGEL, Directeur Scientifique Environnement, Forêt et Agriculture, INRA Paris

• Experts

Coordination scientifique

Responsable

Dominique ARROUAYS, Ingénieur de Recherche, INRA Orléans ; expert auprès du GIEC

Jérôme BALESDENT, Directeur de Recherche, INRA/CEA Cadarache

Jean-Claude GERMON, Directeur de Recherche, INRA Dijon ; expert auprès du GIEC

Pierre-Alain JAYET, Directeur de Recherche, INRA Versailles-Grignon

Jean-François SOUSSANA, Directeur de Recherche, INRA Clermont-Ferrand ; expert auprès du GIEC

Auteurs et contributeurs

Dominique ARROUAYS, Ingénieur de Recherche, INRA Orléans

Inventaire et surveillance des sols, stocks de carbone, analyses géographiques, modélisation

Jérôme BALESDENT, Directeur de Recherche, INRA/CEA Cadarache

Dynamique des matières organiques, traçage isotopique, modélisation, rhizosphère

Claire CHENU, Directeur de Recherche, INRA Versailles-Grignon

Dynamique des matières organiques et agrégation, effets des matières organiques

Tiphaine CHEVALLIER, Ingénieur de Recherche Contractuel, INRA Orléans

Dynamique des matières organiques et agrégation

Mireille CHIROLEU-ASSOULINE, Professeur, Université Paris 1

Economie de l'environnement

Philippe CIAIS, Directeur de Recherche au CEA, LSCE CEA-CNRS Gif-sur-Yvette

Cycle global du carbone, transport atmosphérique, modélisation

Etienne DAMBRINE, Directeur de Recherche, INRA Nancy

Pédologie, sols forestiers, cycles biogéochimiques

Stéphane DE CARA, Chargé de Recherche, INRA Versailles-Grignon

Economie publique, politique agri-environnementale, modélisation, échanges agricoles

Benoît GABRIELLE, Chargé de Recherche, INRA Versailles-Grignon

Bilans environnementaux, grandes cultures

Jean-Claude GERMON, Directeur de Recherche, INRA Dijon
Emissions de gaz par les sols, écologie microbienne

Laurence GUICHARD, Ingénieur de Recherche, INRA Versailles-Grignon
Agronomie, systèmes de culture, politiques agri-environnementales, évaluation

Sabine HOUOT, Directeur de Recherche, INRA Versailles-Grignon
Science du sol, recyclage d'effluents et déchets

Pierre-Alain JAYET, Directeur de Recherche, INRA Versailles-Grignon
Economie publique, régulation agri-environnementale, modélisation

Claudy JOLIVET, Ingénieur de Recherche, INRA Orléans
Surveillance des sols, dynamique des matières organiques

Pierre LOISEAU, Directeur de Recherche, INRA Clermont-Ferrand
Cycle du carbone et de l'azote dans les écosystèmes prairiaux

Bruno MARY, Directeur de Recherche, INRA Laon
Agronomie, cycles du carbone et de l'azote

Philippe MEROT, Directeur de Recherche, INRA Rennes
Hydrologie, fonctionnement hydrique des sols

Guy RICHARD, Chargé de Recherche, INRA Laon
Agronomie, structure et travail du sol

Jean ROGER-ESTRADE, Maître de Conférences, INRA P-G
Agronomie, systèmes de culture, structure et travail du sol

Nicolas SABY, Ingénieur d'Etudes, INRA Orléans
Systèmes d'Information géographique, analyse spatiale

Uwe A. SCHNEIDER, Chercheur, Center for Agricultural and Rural Development Iowa State University
Economie agricole, modélisation appliquée à l'environnement

Katheline SCHUBERT, Professeur, Université Paris 1
Economie de l'environnement

Bernard SEGUIN, Directeur de Recherche, INRA Avignon
Climatologie, bilan radiatif et bilan d'énergie des surfaces continentales

Marie-Françoise SLAK, Maître de Conférences, ENITA Bordeaux
Ecologie, agronomie, occupation des sols

Jean-François SOUSSANA, Directeur de Recherche, INRA Clermont-Ferrand
Dynamique des agro-écosystèmes prairiaux et changements globaux

Pierre STENGEL, Directeur Scientifique Environnement, Forêt et Agriculture, INRA Paris
Science du sol

Christian WALTER, Maître de Conférences, ENSA Rennes
Science du Sol, analyse spatiale, modélisation

Relecteurs externes

Denis ANGERS, Professeur, Université de Laval, Québec

Alain AYONG LE KAMA, Professeur d'économie, Université de Grenoble 2, Conseiller scientifique au Commissariat du Plan

Martial BERNOUX, Chargé de Recherche, IRD Brésil

Georges DE NONI, Directeur de Recherche, IRD Montpellier

Jean-Claude FARDEAU, Chargé de mission auprès de la DS Environnement, Forêt et Agriculture de l'INRA

Christian FELLER, Directeur de Recherche, IRD Brésil

Gaëlle REGNARD, Chargée de mission Environnement, Direction des Politiques Economique et Internationale du MAAPAR

Bernard SAUGIER, Professeur, Université Paris Sud-Orsay

• Unité Expertise Scientifique Collective de l'INRA

Annie CHARTIER, Ingénieur de Recherche, INRA Versailles-Grignon
Ingénierie documentaire

Claire SABBAGH, Ingénieur de Recherche, INRA Paris
Directrice de l'Unité, management de l'Expertise scientifique collective

Isabelle SAVINI, Ingénieur de Recherche, INRA Paris
Rédaction et coordination éditoriale

Sommaire

Introduction	15
Partie 1. Problématique	19
1.1. Enjeux internationaux et controverses	21
1.1.1. L'effet de serre et le changement climatique. Quelques rappels	21
1.1.2. Place des puits "agricoles" de carbone dans le protocole de Kyoto	28
1.1.3. Vérification des puits de carbone dans le protocole de Kyoto	31
1.1.4. Politiques nationales et européennes en matière de stockage de carbone dans les sols	34
1.2. Questions à l'expertise	36
1.2.1. Quels sont les changements d'usage ou de pratiques permettant une augmentation significative des stocks de carbone dans le sol ?	36
1.2.2. Quel est le devenir à moyen et long terme du carbone stocké dans les sols ?	36
1.2.3. Comment prendre en compte les effets secondaires environnementaux ?	37
1.2.4. Quel bilan avec les autres flux de gaz à effet de serre (GES) ?	37
1.2.5. Quelle est la faisabilité agronomique et pédologique des solutions envisageables ?	38
1.2.6. Comment juger de l'efficacité de mesures de politiques économiques ?	38
1.2.7. Quelle sera la fiabilité des méthodes de suivi et de contrôle ?	39
1.2.8. Conclusions attendues	39
Références bibliographiques	41
Partie 2. Usages du sol, stockage de carbone et effets connexes : état de l'art	43
2.1. Sols et bilan atmosphérique de carbone	45
2.1.1. Cycle du carbone	45
2.1.2. Possibilités et limites de la modélisation	57
2.1.3. Conséquences agronomiques et environnementales du stockage de carbone dans les sols agricoles	60
2.1.4. Mesure des stocks de carbone des sols et des flux de CO ₂ échangés avec l'atmosphère	63
2.1.5. Estimations publiées des stocks actuels de carbone dans les sols agricoles français	69
2.2. Surfaces agricoles, bilan de gaz à effet de serre et climat	76
2.2.1. Les autres gaz à effet de serre en agriculture : le méthane (CH ₄) et le protoxyde d'azote (N ₂ O)	76
2.2.2. Rôle de la consommation d'intrants dans le bilan agricole de gaz à effet de serre	89
2.2.3. Bilan radiatif et bilan thermique de surface	92
2.2.4. Bilan de gaz à effet de serre des surfaces et des exploitations agricoles	96
2.3. Conclusion de la Partie 2	98
Annexe. Introduction au bilan radiatif et au bilan thermique de surface	99
Références bibliographiques	105
Partie 3. Estimations chiffrées, par unité de surface, du stockage de carbone dans le sol associé aux changements de pratiques agricoles	115
3.1. Règles de comptabilité et définitions	118
3.1.1. Définitions	118

3.1.2. Règles de comptabilité : mode d'expression des flux nets moyens annuels de carbone des sols associés aux pratiques et usages	119
3.1.3. Fiche type résumé du stockage/déstockage de carbone dans le sol associé à une modification de pratique agricole	123
3.2. Effets des pratiques agricoles en sols cultivés	124
3.2.1. Travail du sol réduit	124
3.2.2. Gestion des résidus de cultures	131
3.2.3. Jachère nue	134
3.2.4. Modification des rotations, cultures intermédiaires et intercalaires, engrais verts	135
3.2.5. Irrigation en terres labourables	140
3.2.6. Fertilisation minérale en terres labourables	143
3.2.8. Gestion des effluents d'élevage	146
3.2.9. Gestion des déchets organiques hors effluents d'élevage et résidus de récolte	148
3.3. Changements d'usage des terres	153
3.3.1. Mise en culture de surfaces boisées	154
3.3.2. Boisement de terres cultivées	158
3.3.3. Incidences des haies sur le stockage de carbone dans les sols	161
3.3.4. Passage Prairies → Cultures	165
3.3.5. Passage Cultures → Prairies	168
3.3.6. Passage Prairies → Forêts	172
3.3.7. Passage Forêts → Prairies	172
3.4. Effet des pratiques agricoles en prairie	173
3.4.1. Principes théoriques et analyse bibliographique	173
3.4.2. Modélisation du stockage de carbone associé aux changements de gestion des rotations fourragères et des prairies	179
3.5. Résumé et conclusions de la Partie 3	185
Références bibliographiques	189
Partie 4. Evaluation du potentiel national de stockage	201
4.1. Pratiques stockantes : contraintes agronomiques et domaine d'application	203
4.1.1. Apports de produits organiques d'origine urbaine ou industrielle	204
4.1.2. Accroissement de la capacité des terres labourables à fixer du carbone : cultures intermédiaires et cultures intercalaires	207
4.1.3. Modification du mode de travail du sol et d'implantation des cultures	210
4.1.4. Intégration dans les systèmes de culture et d'élevage	215
4.1.5. Conclusion	219
4.2. Potentiel théorique de stockage selon plusieurs scénarios	221
4.2.1. Quelle est la tendance actuelle en France ?	221
4.2.2. Test de quelques scénarios de stockage	223
4.3. Quels outils d'évaluation des stocks et des flux, et de contrôle de l'effet des pratiques mises en œuvre ?	232
4.3.1. Evaluation des surfaces soumises à des changements	232
4.3.2. Contrôle du carbone stocké dans les sols	239
4.4. Conclusion de la Partie 4	254
Références bibliographiques	257

Partie 5. Efficacité des politiques économiques	261
5.1. Analyse coût-bénéfice	264
5.1.1. Introduction	264
5.1.2. L'analyse coût-bénéfice	265
5.1.3. Quelques questions d'économie publique	266
5.1.4. L'environnement physique et institutionnel	266
5.1.5. Résultats attendus	268
5.2. Les instruments de politique économique	269
5.2.1. Le niveau optimal d'émission et/ou de séquestration de carbone	269
5.2.2. Les instruments d'internalisation	272
5.2.3. Les problèmes particuliers d'internalisation	280
5.3. Les coûts de stockage du carbone dans les sols agricoles	281
5.3.1. Introduction	281
5.3.2. Impacts économiques du stockage du carbone agricole	281
5.3.3. La variabilité des coûts	285
5.3.4. Les méthodes d'estimation des coûts	285
5.3.5. Le coût de la réduction des émissions de carbone dans le secteur agricole américain	288
5.3.6. Quelques éléments pour la France et l'Europe	293
5.4. Mise en œuvre des mesures incitatives	296
5.4.1. Les coûts d'opportunité	296
5.4.2. Le calcul théorique de la rémunération de l'agriculteur en information parfaite	297
5.4.3. Les instruments de politique économique	298
5.4.4. Quelques problèmes potentiels	300
5.5. Eléments de conclusion économique	302
5.5.1. Mise en œuvre de la régulation	302
5.5.2. Les enjeux agronomiques de la contractualisation	303
5.5.3. Les enjeux économiques	304
5.5.4. L'intérêt de la modélisation intégrée	306
Références bibliographiques	307
Conclusion générale	309
Glossaire. Sigles et abréviations	321

Introduction générale

(D. Arrouays, P. Stengel)

Contexte et motivations

L'hypothèse d'un changement climatique, induit par l'augmentation de la concentration atmosphérique en gaz à "effet de serre" (GES), fait l'objet d'un consensus de plus en plus général de la communauté scientifique internationale. Cette augmentation est due aux émissions de GES liées aux activités humaines, parmi lesquelles principalement la production d'énergie par combustion de carbone fossile, la déforestation et l'agriculture.

Le Protocole de Kyoto vise à une régulation de ces émissions au plan international. Il a été ratifié en mars 2002 par les pays de l'Union Européenne. L'Union Européenne s'est engagée à réduire de 8% ses émissions nettes de gaz à effet de serre durant la période 2008-2012, par rapport à l'année de référence 1990. Dans ce cadre, la France s'est engagée à maintenir ses émissions au niveau de l'année 1990 pendant la période 2008-2012, dite "période d'engagement".

Réduire les émissions est la politique la plus durable pour lutter contre l'effet de serre. Mais, dans le cas du CO₂, une alternative consiste à accroître le rôle de "puits" temporaire que joue la végétation, en captant le CO₂ par le processus de photosynthèse pour constituer la biomasse. Il s'agit alors essentiellement d'augmenter la durée de stockage du carbone dans cette biomasse, ses produits dérivés, et ses résidus dont la majeure partie alimente le pool des matières organiques du sol. Accroître la production ligneuse, la durée de vie du bois et de ses produits de transformation, favoriser l'accumulation à long terme des matières organiques dans les sols, sont les deux voies principales de mise en œuvre de cette alternative. Elles ont été admises parmi les modalités d'application du Protocole de Kyoto lors de la Conférence des Parties de Bonn (CoP 6).

L'accroissement du stockage de carbone sous forme de matière organique des sols pourrait ainsi jouer un rôle important dans la lutte contre l'augmentation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère et donc dans la prévention du changement climatique. La quantité de carbone organique contenue dans les sols est évaluée à 1 500 milliards de tonnes, soit environ deux fois plus que dans l'atmosphère, et trois fois plus que dans la végétation terrestre. Ce carbone se minéralise et retourne à l'atmosphère avec des durées de vie (ou de stockage) très variables, qui dépendent de nombreux facteurs, dont les occupations des sols et les pratiques agricoles. Il est donc important de connaître le potentiel offert par ce "puits" selon les pratiques et les usages. Une augmentation du stock de carbone organique des sols, même très limitée en valeur relative, obtenue par une réduction de la vitesse de minéralisation, peut mettre en jeu des quantités de carbone très importantes par rapport aux flux nets annuels d'échange avec l'atmosphère. Dans le cadre du Protocole de Kyoto, il est de plus nécessaire de savoir dans quelle mesure et avec quelle marge d'erreur ce puits pourra être comptabilisé et revendiqué au titre des négociations, et quelles sont les politiques d'incitation qui pourraient provoquer ce stockage additionnel.

La demande du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

Au niveau international, le potentiel d'accroissement du stockage de carbone dans les sols est très variable suivant les pays, en fonction de leur surface, des caractéristiques et des usages de leurs sols et du climat. La position qu'ils défendent dans la négociation et la part que peuvent prendre des mesures affectant la gestion des matières organiques du sol dans leur politique d'application du Protocole de Kyoto en sont naturellement dépendantes. Pour la France, compte tenu des dimensions de son territoire et de sa surface cultivée, l'enjeu n'est pas a priori négligeable dans le contexte européen. Il l'est d'autant moins que si son engagement de stabilité des émissions apparaît peu contraignant, ses marges d'actions sur le secteur de la production d'énergie sont limitées, en contre-partie de la part réduite qu'y prend l'utilisation du carbone fossile. La marge supplémentaire que peut procurer la valorisation de la fonction de "puits" du sol peut ainsi s'avérer précieuse pour équilibrer des émissions croissantes d'autres secteurs, tels que les transports.

Pour répondre à ces préoccupations, le ministère en charge de l'environnement a formulé une demande d'expertise auprès de l'INRA. Cette expertise concerne l'estimation des capacités d'accumulation du carbone organique par les sols agricoles et leurs dynamiques temporelles. On entend par sols agricoles ceux qui répondent à la définition de la Surface Agricole Utile, intégrant les prairies temporaires et permanentes.

Les éléments essentiels concernés par l'expertise sont les suivants :

- Les méthodes d'estimation et de prévision des stocks et des flux de carbone stockés ou minéralisés par les sols et des paramètres, en particulier cinétiques, qui les déterminent.
- La quantification et la prévision des durées de stockage : validité et précision des modélisations à long terme, variations des paramètres cinétiques liées à la variabilité climatique et pédologique et à l'usage des sols (systèmes de production et de culture, techniques culturales et d'entretien des sols).
- Les effets des modifications du climat, de l'usage des sols et des techniques sur le bilan du carbone et, plus globalement, sur le bilan radiatif.
- Les méthodes pour évaluer et quantifier ces changements, les moyens techniques qu'elles requièrent, leurs performances et leurs coûts.
- L'efficacité des mesures politiques concourant à l'adoption de ces changements par les agriculteurs.

Les questions principales qui nous sont posées sont les suivantes :

- Peut-on, en France, par des actions visant spécifiquement à augmenter l'accumulation du carbone organique agricole, contribuer à réduire l'effet de serre ?
- Quelles sont les conditions d'observance au Protocole de Kyoto ?
- Quels outils de politique économiques seraient efficaces pour promouvoir les changements souhaitables ?
- Quels sont les besoins en recherches et en références ?

La conduite de l'expertise

Les éléments essentiels de la conduite de l'expertise ont été les suivants :

- La définition initiale du projet par le responsable désigné par l'INRA, et son acceptation par le commanditaire. Ces étapes ont fixé les options majeures de la démarche, la délimitation du champ de

l'expertise, et permis de désigner les cinq experts chargés de la conduite de l'expertise ainsi que leur coordinateur.

- Le Comité de Pilotage a été composé de membres nommés par le Ministère, du responsable INRA du projet, du coordinateur scientifique et de l'Unité Expertise Scientifique Collective de l'INRA. Il a formulé le questionnement aux experts, validé la proposition de plan du rapport ainsi que la méthode de constitution de la base bibliographique. Le Comité de Pilotage s'est réuni quatre fois durant le déroulement des travaux.
- Le fonctionnement du collectif des experts a été assuré par la tenue de réunions régulières de présentation et échanges critiques sur l'avancement et le contenu du travail de synthèse relatif à chacune des questions. La sollicitation d'experts supplémentaires a été décidée par le groupe initial, en fonction des questions formulées. En tout 27 experts, dont 6 extérieurs à l'INRA, ont participé à cette production collective. Les textes produits ont été soumis à la critique de l'ensemble des experts et révisés entre chaque point d'étape. Les réunions mensuelles ont permis de valider les textes produits et de les harmoniser.
- Des lecteurs externes, chargés de la critique de chacun des chapitres, ont été choisis en fonction de leur compétence dans le domaine concerné, et de leur indépendance vis-à-vis du travail réalisé.
- La participation du responsable de projet et de l'Unité Expertise Scientifique Collective a consisté à garantir l'adéquation du fonctionnement et des décisions du groupe d'experts aux principes directeurs, et la production finale des réponses aux questions posées. L'Unité Expertise a assuré le suivi éditorial du rapport et rédigé une synthèse, destinée notamment aux décideurs, en relation avec le groupe d'experts.

Les produits de l'expertise et la structure du rapport

Les résultats de cette expertise sont communiqués sous la forme du présent rapport, ainsi que d'une synthèse, publiée en français et en anglais.

Sont également prévus :

- Un séminaire réunissant les représentants du commanditaire et des décideurs publics directement intéressés par le contenu du rapport et sa synthèse (MEDD, MIES, MAAPAR, ADEME). Ce séminaire a pour vocation : i) de contribuer à l'appropriation des conclusions et des éléments majeurs de l'argumentaire par leurs utilisateurs potentiels, ii) d'apprécier l'adéquation entre les réponses et les questions initialement posées.
- Un colloque de présentation à un public plus large : professionnels de l'environnement, de l'agriculture et de la forêt concernés par cette problématique, organisations et associations impliquées dans le débat public, média.

Enfin, une valorisation plus large et durable sera assurée par l'INRA sous la forme d'un ouvrage à caractère pédagogique permettant aux étudiants, enseignants, et à toute personne intéressée par cette problématique, de prendre connaissance des fondements scientifiques et des incertitudes liés à cette question d'intérêt national et planétaire.

Le présent rapport est divisé en 5 grandes parties :

- La 1^{re} partie introduit la problématique, puis fixe l'ensemble des questions qui seront traitées par la suite.
- La 2^e partie réalise un "état de l'art" des connaissances, des références et des outils disponibles sur le sujet.
- La 3^e partie consiste en une analyse critique des résultats publiés dans la littérature et des chiffres obtenus sur des essais agronomiques réalisés en France ou sous des climats similaires. Cette partie propose des valeurs de stockage unitaire par unité de surface, selon les principaux changements d'occupation du sol ou de pratique agricole envisagés.
- La 4^e partie traite tout d'abord de la faisabilité agronomique des changements permettant un stockage additionnel (sous quelles conditions pédoclimatiques, avec quels effets connexes, et quelle durabilité ?). Des simulations sont ensuite réalisées afin d'évaluer un potentiel de stockage global sur le territoire français métropolitain. Les questions relatives à la comptabilisation et la vérification de ces stockages additionnels sont ensuite traitées.
- La 5^e partie analyse les outils d'incitation économique qui pourraient être mis en œuvre pour promouvoir ce stockage additionnel.

En conclusion, nous apportons des éléments de réponse aux 4 grandes questions évoquées plus haut.

Partie 1.

Problématique

Responsable : Jean-François Soussana

Auteurs : Jean-François Soussana, Dominique Arrouays, Jérôme Balesdent, Philippe Ciais,
Pierre-Alain Jayet, Pierre Stengel

1.1. Enjeux internationaux et controverses

(J.F. Soussana, P. Ciais)

1.1.1. L'effet de serre et le changement climatique. Quelques rappels

1.1.1.1. Concentration atmosphérique des gaz à effet de serre

Le gaz carbonique (CO_2) et d'autres gaz, présents naturellement à l'état de traces, comme le méthane (CH_4), ou l'oxyde nitreux (N_2O) s'accumulent dans l'atmosphère. En piégeant, le rayonnement infra-rouge émis par la surface terrestre (forçage radiatif, qualifié couramment "d'effet de serre"), ces gaz contribuent à la régulation du climat (cf. Annexe 1, sur le bilan radiatif). Le dioxyde de carbone contribue pour 55% à l'effet de serre, le méthane pour 17% et l'oxyde nitreux pour 7%. Enfin, les chlorofluorocarbonés (CFC) et d'autres gaz traces d'origine industrielle interviennent également pour 21%.

Depuis 1750, la concentration atmosphérique de gaz carbonique (CO_2) s'est accrue d'un tiers. La concentration actuelle n'a jamais été dépassée depuis 420 000 ans, comme l'indique l'analyse de bulles d'air piégées dans les glaces polaires. Le taux d'augmentation de la concentration en CO_2 de l'atmosphère a atteint 0,4% par an durant les deux dernières décennies. Ce taux n'a jamais été aussi élevé depuis au moins 20 000 ans.

L'accroissement de 30% de la concentration en CO_2 pendant les cent dernières années résulte de la combustion de combustibles fossiles et des changements d'utilisation des terres, notamment la déforestation. La concentration en méthane dans l'atmosphère a été multipliée par 2,5 et elle continue à s'accroître actuellement. Les sources de méthane sont d'origine à la fois naturelle (agriculture, rizières, zones humides, feux de biomasse) et industrielle (gaz naturel, charbon).

On sait que l'effet de serre naturel est dû à la propriété de certains gaz de l'atmosphère (dont les molécules contiennent au moins trois atomes) d'absorber le rayonnement infra-rouge émis par la surface de la Terre, et de le renvoyer vers cette surface, entraînant son réchauffement. La différence entre ce rayonnement émis par la surface (390 W.m^{-2} en moyenne) et le rayonnement émis par la Terre vers l'espace (240 W.m^{-2}) représente le forçage radiatif (150 W.m^{-2}) lié à l'effet de serre naturel de l'atmosphère. Ce forçage est augmenté par l'accroissement des concentrations en gaz à effet de serre provoqué par les activités humaines, qui augmente l'opacité de l'atmosphère au rayonnement infra-rouge. On a pu ainsi calculer qu'un doublement de concentration du seul CO_2 par rapport à sa concentration pré-industrielle entraînait un forçage additionnel de 4 W.m^{-2} environ.

Les capacités de réchauffement de l'atmosphère par ces gaz ou par des composés particuliers en suspension sont caractérisées par 2 indicateurs :

- le coefficient de forçage radiatif additionnel (en W.m^{-2}), qui traduit la relation entre l'énergie reçue et l'augmentation de température qu'elle engendre dans le système surface terrestre-troposphère, selon la définition spécifique qui en a été donnée par le GIEC (1990, 1992) ;
- le potentiel de réchauffement global (PRG), un indicateur qui intègre à la fois les propriétés de forçage radiatif des composés actifs et leur durée de vie dans l'atmosphère. Il a été défini comme le rapport entre le forçage radiatif intégré dans le temps consécutif à l'émission instantanée d'un kg de substance trace dans l'atmosphère et le forçage radiatif correspondant lié à l'émission d'une quantité

équivalente du gaz de référence, à savoir le CO₂ (GIEC, 1990). Cet indicateur permet ainsi d'établir des équivalences entre les gaz impliqués dans l'effet de serre sur une période de temps choisie, et notamment de les convertir en équivalents CO₂.

L'augmentation de concentrations des gaz à effet de serre (Tableau 1-1) mélangés de façon homogène à la troposphère est la première cause du réchauffement (GIEC, 2001). Leur forçage radiatif global depuis l'ère pré-industrielle est évalué à 2,43 W.m⁻², soit 1,46 W.m⁻² pour CO₂, 0,48 W.m⁻² pour CH₄, 0,15 W.m⁻² pour N₂O et 0,34 W.m⁻² pour les dérivés halogénés et leurs produits de substitution. La concentration atmosphérique de ces gaz est suivie avec attention par les atmosphériciens et l'incertitude sur leurs concentrations est faible.

Gaz trace	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CFC-11	CFC-12	HCFC-22	CF ₄
Concentration pré-industrielle	280 ppmv	700 ppbv	275 ppbv	0	0	0	40 pptv
Concentration en 1998	365 ppmv	1745 ppbv	314 ppbv	268 pptv	533 pptv	132 pptv	80 pptv
Augmentation annuelle	1,5 ppmv /an 0,4 %/an	7 ppbv /an 0,6 %/an	0,8 ppbv /an 0,25 %/an	-1,4 pptv /an 0 %/an	4,4 pptv /an 1,4 %/an	5 pptv /an 5 %/an	1 pptv /an 2 %/an
Durée de vie (années)	50 à 200	8,4 à 12	114 à 120	45	100	12	50 000
Contribution au forçage radiatif	1,46 W m ⁻² 60,0 %	0,48 W m ⁻² 19,8 %	0,15 W m ⁻² 6,1 %	0,07 W m ⁻² 2,9 %	0,17 W m ⁻² 7,0 %	0,03 1,2 %	0,003 0,1 %
Potentiel de réchauffement global	1	23	296	4600	10600	1700	5700

Tableau 1-1. Evolution de la concentration des principaux gaz à effet de serre mélangés de façon homogène à la troposphère et affectés par l'activité humaine ; évaluation de leur contribution respective au forçage radiatif (d'après GIEC, 2001).

ppmv : partie par million en volume (10⁻⁶) ; ppbv : partie par milliard en volume (10⁻⁹) ; pptv : partie par trillion en volume (10⁻¹²). Le potentiel de réchauffement global (PRG) est calculé pour un horizon de 100 ans en équivalents massiques CO₂. Par exemple, une tonne de CH₄ aura à cet horizon 23 fois le PRG d'une tonne de CO₂.

L'accentuation de l'effet de serre est aussi la résultante des modifications de la composition de l'atmosphère en différents autres composés, gazeux ou particulaires, distribués de façon beaucoup moins homogène que les précédents.

- En premier lieu l'ozone qui intervient de deux façons : d'une part par la destruction de l'ozone stratosphérique qui contribue à un forçage radiatif négatif évalué à $-0,15 \pm 0,10$ W.m⁻², avec les incertitudes liées à l'évolution de cette couche d'ozone ; d'autre part par la production d'ozone troposphérique qui entraîne un forçage positif estimé à $0,35 \pm 0,15$ W.m⁻². Cette production d'ozone troposphérique a un caractère régional, conséquence de la localisation des émissions de composés chimiquement actifs impliqués dans sa synthèse, principalement CH₄, CO, NO_x et des hydrocarbures autres que le méthane. La contribution de chacun de ces gaz est actuellement très mal connue.
- Une attention particulière a été portée au cours des dernières années aux aérosols qui dispersent le rayonnement solaire et exercent dans l'ensemble un forçage radiatif négatif, à l'exception des poussières de noir de carbone qui exercent un forçage positif : les estimations de ces valeurs de forçage sont considérées actuellement comme entachées d'une très grande incertitude : les sulfates

(-0,4 W.m⁻²), les composés carbonés issus de la combustion de la biomasse végétale (-0,2 W.m⁻²), les composés carbonés organiques issus de la combustion des carburants fossiles (-0,1 W.m⁻²), le carbone particulaire (noir de carbone) issu de la combustion des carburants fossiles (+0,2 W.m⁻²), les poussières minérales (-0,6 à +0,4 W.m⁻²).

- A ces modifications de la composition de l'atmosphère, les physiciens ajoutent des effets indirects des aérosols, actuellement évalués aussi avec une grande incertitude, mais dont certains auraient un important forçage radiatif négatif, ainsi que le forçage radiatif dû à la variation d'irradiance totale du soleil évaluée de 1750 à aujourd'hui à $0,3 \pm 0,2$ W.m⁻².
- On peut encore ajouter le forçage ponctuel lié au volcanisme tel qu'il s'est manifesté dans les années 90 avec l'éruption du Pinatubo.

Enfin, les modifications des couverts végétaux, notamment la déforestation, se traduisent par une augmentation de l'albedo de la surface du sol et une réduction du forçage radiatif évaluée avec une grande incertitude à $-0,2 \pm 0,2$ W.m⁻².

Ces quelques données permettent de resituer l'importance du forçage radiatif des gaz à effet de serre mélangés de façon homogène dans la troposphère et soulignent le caractère fiable de leur contribution, qui tranche fortement avec la situation d'incertitude pour les autres éléments contributeurs.

1.1.1.2. Le changement climatique

Les connaissances actuelles sur le changement climatique sont rappelées ici, à partir des conclusions du troisième rapport du groupe I du GIEC (GIEC, 2001a).

- **Détection du changement climatique**

La température moyenne de surface a augmenté de 0,6°C (avec une incertitude en plus ou en moins de 0,2°C) depuis 1860, la première date pour laquelle on dispose de données météorologiques suffisantes pour des estimations globales. Le XX^e siècle a probablement été le siècle le plus chaud depuis 1 000 ans et la décennie 1990 a connu le réchauffement le plus important de ce siècle.

La surface de la couverture neigeuse a diminué d'environ 10% depuis la fin des années 1960 et la période de glaciation des lacs et des rivières a été réduite de deux semaines dans l'hémisphère Nord durant le XX^e siècle. Il y a eu un retrait général des glaciers de montagne dans les régions non polaires durant le XX^e siècle. La superficie de la glace de mer a diminué de 10 à 15% dans l'hémisphère Nord depuis les années 1950. Une diminution de l'épaisseur de la glace de 40% en Arctique s'est probablement produite à la fin de l'été pendant les dernières décennies, ce déclin étant beaucoup plus prononcé en hiver.

Les données sur les marées montrent que le niveau moyen des mers s'est élevé de 10 à 20 cm pendant le XX^e siècle. Il est très probable que cela est dû au moins en partie à l'expansion thermique de l'eau de mer et à la perte de glace associée au réchauffement. Ce niveau d'élévation des mers a été environ dix fois plus important que pendant les derniers 3 000 ans.

Pendant le XX^e siècle, les précipitations ont augmenté de 0,5 à 1% par décennie sur la plupart des continents de moyenne et haute latitude de l'hémisphère Nord. La pluie a diminué sur la plupart des terres intertropicales (-0,3% par décennie), quoiqu'il y ait une reprise durant les dernières années. Il est

probable qu'une augmentation de la fréquence des événements de précipitations extrêmes s'est produite dans les latitudes moyennes et hautes de l'hémisphère Nord.

Les épisodes chauds du phénomène El Niño Southern Oscillation (ENSO)¹ ont été plus fréquents, plus durables et plus intenses depuis le milieu des années 1970.

- ***Attribution des causes du changement climatique***

Les variations du rayonnement solaire et les aérosols émis dans l'atmosphère lors des grandes éruptions volcaniques ont eu également un effet sur le climat pendant le XX^e siècle. On estime que l'effet radiatif combiné de ces deux facteurs naturels a été négatif pendant les deux dernières décennies – et peut-être les quatre dernières –, en contraste avec l'effet positif des gaz à effet de serre.

Les simulations de la réponse du climat à l'accroissement de l'effet de serre et aux facteurs naturels du forçage radiatif indiquent que le forçage naturel peut avoir joué un rôle dans le réchauffement observé pendant la première partie du XX^e siècle, mais qu'il n'explique pas le réchauffement de sa deuxième partie. Il est probable que les concentrations croissantes de gaz anthropiques à effet de serre ont contribué substantiellement au réchauffement observé depuis 50 ans. Des incertitudes demeurent toutefois quant à la réponse du climat à ces facteurs.

- ***Prévision de l'augmentation du CO₂ atmosphérique et du réchauffement global***

A la fin du siècle, les modèles prévoient des concentrations atmosphériques en CO₂ situées entre 540 et 970 ppm (parties par million), à comparer avec une concentration avant la révolution industrielle de 280 ppm et avec une concentration actuelle d'environ 367 ppm.

L'accroissement moyen de la température de surface est estimé devoir être de 1,5 à 6°C de 1990 à 2100. Cette augmentation serait sans précédent dans les 10 000 dernières années. Il est presque certain que toutes les surfaces continentales se réchaufferont plus rapidement que la moyenne, particulièrement celles situées à haute latitude en saison froide.

Une élévation du niveau des mers de 0,14 à 0,80 m est prévue de 1990 à 2100, ce qui est deux à quatre fois le taux observé pendant le XX^e siècle. En revanche, une perte majeure de glace de l'Antarctique et une élévation accélérée du niveau des mers sont maintenant jugées comme très peu probables au XXI^e siècle.

- ***Pluviométrie et événements climatiques extrêmes***

Les impacts sur la production agricole seront largement fonction de l'évolution de la pluviométrie et de sa répartition au cours du temps et entre régions. Une comparaison des scénarios les plus récents d'évolution de la pluviométrie saisonnière dans 32 régions du monde faite par le groupe II du GIEC montre une tendance à l'augmentation pour l'Europe du Nord (0 à +3% par décennie) au printemps, à l'automne et en hiver. En revanche, pour la zone Europe du Sud et Afrique du Nord, les modèles prédisent une réduction de la pluviométrie estivale (de -0,2 à -6% par décennie), qui pourrait également intervenir en Europe du Nord (de -1,8 à +0,8% par décennie). Une tendance similaire à un assèchement estival se retrouve dans les simulations concernant d'autres régions de l'hémisphère Nord (Amérique du Nord, Chine, Méditerranée), même si cette tendance est loin de constituer une certitude.

1. Oscillation quasi-périodique de la pression atmosphérique et de la température des eaux de surface dans le Pacifique affectant le climat, principalement dans l'hémisphère Sud.

Les conclusions du GIEC concernant les tendances observées et prévues pour différents événements climatiques extrêmes susceptibles d'affecter le secteur agricole peuvent être classées selon leur niveau de probabilité. On retiendra parmi les conclusions très probables (à plus de 95%) : une augmentation des températures maximales et de la fréquence des jours chauds, une augmentation des températures minimales et une diminution de la fréquence des jours froids (ou encore des gelées).

Les conclusions probables (probabilité supérieure à 2/3) concernent une diminution de l'amplitude thermique journalière, des précipitations plus fréquentes et plus intenses, des vagues de chaleurs plus fréquentes et, inversement, des vagues de froid moins fréquentes, une augmentation des épisodes de fortes pluies hivernales et, enfin, une augmentation de la fréquence des sécheresses estivales dans les régions continentales situées à des latitudes intermédiaires. Enfin, la vitesse maximale du vent, ainsi que l'intensité des précipitations, devraient augmenter lors des cyclones tropicaux.

1.1.1.3. La convention cadre des Nations Unies sur le changement climatique (CCNUCC) et le protocole de Kyoto

Le constat d'une augmentation rapide de la concentration atmosphérique en CO₂ a été fait à partir de 1957, notamment grâce aux mesures réalisées de manière continue à Hawaï et au Pôle Sud (cf. Encadré 1). Le lancement de programmes mondiaux de recherches sur le climat, puis sur la géosphère et la biosphère, a permis de développer des modèles climatiques tenant compte de la circulation générale des masses d'air et des courants océaniques (GCM, Global Circulation Models), ainsi que de la teneur de l'atmosphère en gaz à effet de serre. Ces modèles ont permis d'argumenter de manière quantitative l'hypothèse, formulée dès 1895 par S. Arrhenius, d'une hausse de la température moyenne de surface du globe sous l'effet des émissions de CO₂ par l'homme. A partir des années 1980, la question du changement climatique a fait son entrée dans la scène des négociations internationales (cf. Encadré 1).

En 1992, la Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) a été adoptée à New York le 9 mai 1992 et ouverte à signature à la conférence "Environment and Development – Earth Summit") des Nations Unies de Rio de Janeiro. Cette convention prévoit notamment d'évaluer périodiquement les connaissances scientifiques sur le changement climatique grâce à la publication de rapports d'un groupe d'experts (le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat, GIEC, créé en novembre 1998).

Des engagements quantifiés de réduction des gaz à effet de serre par les pays industrialisés (ou pays de l'Annexe I de la Convention) ont fait l'objet en 1997 du protocole de Kyoto dont les modalités juridiques d'application ont été définies en 2001, après le retrait des négociations des Etats-Unis. Le protocole de Kyoto (Encadré 1) a été signé par 84 pays et a été ratifié fin mai 2002 par l'Union Européenne. Sous réserve d'une ratification par un nombre suffisant de pays (précisément 55 pays, mais qui doivent aussi représenter au moins 55% des émissions des pays de l'Annexe I), son entrée en vigueur est prévue en 2002.

Dans le cadre du protocole de Kyoto, l'Union Européenne s'est engagée à réduire de 8% ses émissions nettes de gaz à effet de serre durant la période 2008-2012, par rapport à l'année de référence 1990. Le protocole de Kyoto prend en compte 6 gaz à effet de serre : le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄), l'oxyde nitreux ou protoxyde d'azote (N₂O), les hydrofluorocarbones, les perfluorocarbones et l'hexafluorure de soufre (Tableau 1-1).

Ce protocole couvre l'ensemble des sources et des puits de ces gaz, y compris les forêts et les sols. Selon ce protocole, les pays de l'Annexe I (pays industrialisés et pays à économie en transition) se sont engagés à réduire leurs émissions de 5,2% en moyenne pour la première période d'engagement. Les calculs des émissions nettes des parties à la convention sont faits en équivalents CO₂, en tenant compte du potentiel de réchauffement global des différents gaz à effet de serre calculé sur un horizon de 20 ans (Tableau 1-1).

Encadré 1. Chronologie des négociations internationales sur le climat et l'effet de serre

1957. Des mesures systématiques et continues de la concentration atmosphérique en CO₂ démarrent à Hawaï et au Pôle Sud.

1979. Première conférence mondiale sur le climat, organisée à Genève par l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM). Lancement d'un programme mondial de recherche sur le climat.

1983. Durant l'hiver 82-83, les perturbations météorologiques catastrophiques observées sur le pourtour du Pacifique sont attribuées au phénomène El-Niño qui atteint alors une intensité exceptionnelle.

1986. Lancement du programme international de recherche Géosphère-Biosphère sous l'égide de l'"International Council of Scientific Unions" (ICSU).

1987. Réduction programmée des CFC. Le protocole de Montréal, entré en vigueur en juin 1989, organise la baisse de la production des chlorofluorocarbonés et d'autres produits chimiques responsables de l'amincissement de la couche d'ozone et contribuant aussi à l'effet de serre. Les produits de substitution sont accusés de contribuer aussi au réchauffement global, quoique dans une moindre mesure.

1988. Création du Groupe Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC). Conférence de Toronto, qui recommande une réduction de 20% des émissions mondiales de CO₂ d'ici à 2005 et de 50% d'ici à 2030.

1990. Seconde conférence mondiale sur le climat. Elle réunit 149 Etats. Les douze pays membres de la Communauté Européenne s'engagent à stabiliser leurs émissions de CO₂ au niveau de 1990 d'ici à l'an 2000. Premier rapport du GIEC.

1991. Création du Fonds pour l'Environnement Mondial. Financé par les pays développés, il a pour objet d'aider les pays en développement à lutter contre quatre problèmes mondiaux d'environnement dont l'effet de serre.

1992. Convention-cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (UNFCCC). Signée à Rio de Janeiro en juin 1992 dans le cadre du Sommet de la Terre, elle entre en vigueur en mars 1994. L'article 2 précise les objectifs de cette convention : stabiliser les concentrations en gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique. Les pays industrialisés inscrits dans l'Annexe I de la convention s'engagent à stabiliser leurs émissions de gaz à effet de serre d'ici à l'an 2000 au niveau des émissions de 1990.

1995. Second rapport du GIEC. Il confirme la responsabilité humaine dans le changement climatique et la nécessité d'une action préventive, en vertu du principe de précaution.

1996. Seconde Conférence des Parties et déclaration de Genève. Elle entérine le rapport du GIEC et appelle à fixer des objectifs de réduction des émissions juridiquement contraignants.

1997. Protocole de Kyoto. La troisième Conférence des Parties (COP 3) entérine le principe d'un protocole international de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Ces réductions ne s'appliquent qu'aux pays industrialisés figurant dans l'Annexe I de la Convention Cadre. Le cumul des différents engagements de réduction aboutirait à une baisse de 5,2% des émissions des pays de l'Annexe I durant la période 2008-2012 par rapport à 1990. Les objectifs de réduction sont calculés en équivalent CO₂ total, et non pour chaque gaz pris séparément. De plus, les émissions sont calculées sur une base nette, en laissant ouverte la possibilité de retrancher les augmentations de certains puits de gaz à effet de serre (forêts, sols...). Enfin, des mécanismes de marché sont instaurés (permis négociables d'émission).

1998. Quatrième conférence des Parties à Buenos Aires (COP 4). Les discussions achoppent sur les règles d'échange de droits à polluer entre pays industrialisés (permis négociables) et sur le "mécanisme de développement propre", qui permet à des pays de l'annexe I d'acquérir des droits supplémentaires à polluer en contrepartie d'investissements dans des technologies "non polluantes" dans les pays en développement. Un

calendrier de travail avec pour objectif final la COP 6 de novembre 2000 prévoit l'élaboration progressive des règles de mise en œuvre du Protocole de Kyoto : le système d'observance, le fonctionnement des échanges de crédits d'émissions...

1999. Cinquième session de la Conférence des Parties à Bonn (COP 5).

Négociations sur le thème du Plan d'action de Buenos Aires.

2000. Sixième conférence des Parties à La Haye (COP 6). Elle s'achève sans qu'un accord soit trouvé sur les conditions de mise en œuvre du protocole de Kyoto. Pour la première fois, l'idée d'un fonds qui financerait des mesures d'adaptation au changement climatique dans les pays en développement est proposée par le Président de la Conférence.

2001. Publication du troisième rapport d'évaluation du GIEC sur le changement climatique. Retrait des Etats-Unis du processus de négociation (décision annoncée le 28 mars 2001).

Juillet : COP 6 bis à Bonn. Suite et fin de l'aboutissement du Plan d'action de Buenos Aires : accord politique international sur les modalités d'application du Protocole de Kyoto.

Novembre : COP 7 à Marrakech. Traduction juridique des accords de Bonn.

Début du Mécanisme de Développement Propre.

À venir :

2002. Entrée en vigueur du Protocole sous réserve de ratification.

2005. Progrès des Parties dans l'exécution de leurs engagements.

2008. Début de la première période d'engagement au titre du Protocole de Kyoto (2008-2012).

Début des échanges de droits d'émissions.

Début de l'application conjointe.

1.1.1.4. Bilan des émissions françaises de gaz à effet de serre

Dans le cadre du protocole de Kyoto, ratifié fin mai 2002 par les pays de l'Union Européenne, la France s'est engagée à maintenir ses émissions de GES à leur niveau de 1990. Cet objectif de simple stabilisation, retenu en raison d'émissions déjà faibles (dues notamment à l'importance de l'électro-nucléaire), imposera tout de même de réaliser des efforts pour compenser les émissions croissantes dans des secteurs comme les transports.

L'inventaire réalisé par le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique) en 2001 (Tableau 1-2) indique que les émissions de gaz à effet de serre françaises se situent pour l'année 2000 à 3,2% au-dessous de celles de 1990 en incluant les puits de carbone (forêts) selon les règles UNFCCC et à -1,7% pour les seules émissions. Le niveau d'émission net de dioxyde de carbone est en 2000 supérieur de 2% à celui de 1990, les rejets de méthane sont en recul de près de 10%, les émissions d'oxyde nitreux en diminution de 16%.

Pour servir de comparaison (cf. Tableau 1-5), on peut indiquer que pour l'année de référence 1990 les émissions de l'ensemble de l'Europe (total UTCF inclus) atteignaient 1157 et celles des USA 1654 Mt équivalent carbone. La France contribuait alors pour 3% au total des émissions des pays de l'Annexe 1 (en incluant les Etats-Unis).

Au plan national, la contribution des différents secteurs aux émissions de gaz à effet de serre (GES) est illustrée par la Figure 1-1. Le secteur agricole contribuerait selon ces chiffres à 16% des émissions de gaz à effet de serre (sans prendre en compte les variations de stocks de carbone du sol). En particulier, le secteur agricole contribue fortement aux émissions de N₂O (à partir des engrais minéraux et organiques et des déjections animales) et de CH₄ (émis par la fermentation entérique des ruminants domestiques).

Emissions françaises de gaz à effet de serre (PRG, Mt équivalent Carbone)		
	1990	2000
CO ₂ hors UTCF	107,7	109,8
CH ₄ hors UTCF	17,8	15,8
N ₂ O hors UTCF	23,5	19,4
HFC	0,6	1,9
PFC	0,9	0,5
SF ₆	0,6	0,6
Total gaz fluorés	2,1	3,0
Total hors UTCF	151,0	148,1 (98% de 1990)
UTCf net	-13,4	-15,0
Total UTCf inclus	137,6	133,1 (97% de 1990)

Tableau 1-2. Emissions françaises de gaz à effet de serre en 1990 et 2000 (Outre-mer compris). Inventaire 2001 du CITEPA au titre de la convention cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique. Les émissions des gaz à effet de serre sont exprimées en terme de pouvoir de réchauffement global (PRG, Mt équivalent Carbone). UTCF : Utilisation des terres, ses changements et forêts. La contribution des différents gaz est la suivante pour 2000 : CO₂ 70% ; N₂O 16%, CH₄ 12% ; HFC 1,4%, SF₆ 0,5% et PFG 0,3%.

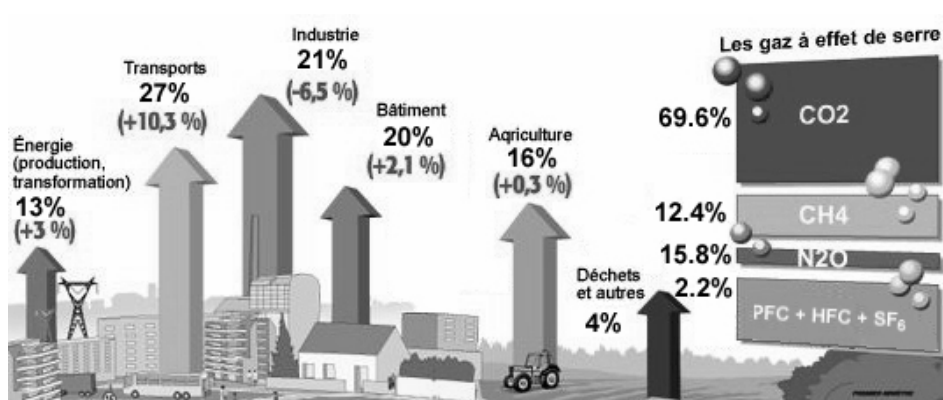


Figure 1-1. Part relative des activités dans les émissions de gaz à effet de serre en France et leur croissance à l'horizon 2010 en l'absence de mesures nouvelles. Chiffres MIES.

1.1.2. Place des puits "agricoles" de carbone dans le protocole de Kyoto

Selon deux articles du protocole de Kyoto de 1997, dans la réalisation de leurs engagements quantitatifs de réduction d'émissions (QELRC), les pays de l'Annexe I peuvent prendre en compte les puits biosphériques de carbone créés par l'utilisation des terres, ses changements et les forêts (UTCf ; en anglais Land Use, Land Use Change and Forestry, LULUCF).

Selon l'article 3.3 du protocole, les activités du secteur forestier qui ont eu lieu depuis 1990 peuvent être prises en compte pour le calcul des émissions lors de la première période d'engagement 2008-2012. Ces activités sont limitées au boisement, au reboisement et au déboisement (variations nettes de superficie des forêts) et doivent être d'origine humaine.

Selon l'article 3.4, d'autres modifications d'origine humaine de l'utilisation des terres peuvent être prises en compte. L'article 3.4 concerne les émissions par les sources et l'absorption par les puits de GES par les terres agricoles, le changement d'affectation des terres et la foresterie.

Enfin, l'article 12 concerne le "mécanisme de développement propre" (MDP), selon lequel les puits de carbone dans les pays en voie de développement peuvent être subventionnés par les pays de l'Annexe I. Dans ce mécanisme, les puits liés aux politiques UTCF sont éligibles à concurrence de 1% par an de la période d'engagement (soit 5% au total par période). Toutefois, la re-végétation des sols non forestiers n'est pas éligible au titre du Mécanisme de Développement Propre.

Le GIEC a compilé une liste diversifiée, mais non exhaustive, d'"activités anthropiques additionnelles", qui peuvent être éligibles au titre de l'article 3.4. (Tableau 1-3). Ces activités représentent des puits potentiels de carbone de magnitude différente.

Activités au titre de l'article 3.4	Options de gestion
Gestion des terres cultivées pour stocker du carbone dans le sol	Fertilisation organique, incorporation de déchets organiques, rotations, réduction des jachères nues, cultures de couverture, variétés à forte production, protection intégrée des cultures, optimisation de la fertilisation, irrigation, autres pratiques de bonne gestion
Irrigation et gestion de l'eau	Irrigation d'agro-écosystèmes dans des régions sèches, et gestion de la nappe phréatique
Travail du sol	Façons superficielles, semis direct, travail du sol en courbes de niveau, en bandes, sous couverture de mulch
Lutte contre l'érosion	Terrasses, canaux, digues, aménagement des zones ripariennes, pâturage durable
Aménagement de la riziculture	Irrigation, fertilisation, gestion des déchets pour réduire les émissions de méthane
Gestion du pâturage	Fréquence, intensité et saisonnalité du pâturage
Jachères et prairies	Conversion de terres arables dégradées en prairies permanentes
Amélioration de la productivité des prairies	Particulièrement dans les tropiques et dans les régions arides : graminées à forte productivité et inclusion de légumineuses pour accroître la production de biomasse
Maîtrise des feux pastoraux	Modification des régimes de feux dans les parcours et les savanes
Agro-foresterie en région tropicale	Agro-foresterie sur des terres précédemment défrichées par des cultures itinérantes
Restauration de la fertilité grâce à l'agro-foresterie dans les tropiques sub-humides	Jachères à légumineuses, fertilisation phosphatée, plantation d'essences à bois précieux
Régénération des forêts	Renouvellement du couvert forestier par des régénérations spontanées assistées et par introduction de plants
Fertilisation des forêts	Amélioration de la fertilisation (quantité et qualité)
Prévention des incendies forestiers	Régulation des incendies et de la régénération des forêts par les feux
Protection phytosanitaire des forêts	Lutte contre les agents pathogènes pour réduire les dégâts et la mortalité des arbres
Gestion des récoltes en forêt et de leur calendrier	Modifications des périodes et des méthodes de récolte (éclaircies, abattage sélectif, coupes à blanc). Augmentation de la durée des rotations, de l'intervalle entre coupes
Coupe à faible impact des arbres	Abattage sélectif avec un minimum de perturbations du peuplement forestier
Restauration de zones humides	Restauration de zones humides par suppression du drainage ou modification du réseau hydrologique dans des terres agricoles, ou utilisées pour un usage urbain ou industriel
Restauration de terres fortement dégradées	Restauration de terres fortement érodées ou polluées, restauration de zones arides, salines ou alcalines, de sols compactés, acidifiés, ou latérisés

Tableau 1-3. Exemples d'activités éligibles au titre de l'article 3.4 et options de gestion correspondantes. Source GIEC : IPCC, Special Report on Land Use, Land Use Change and Forestry (SR-LULUCF).

Les exemples donnés dans le Tableau 1-3 montrent qu'une grande diversité d'activités sont potentiellement éligibles. La faisabilité de l'inclusion de ces activités dans l'article 3.4 est toutefois variable, car elle dépend largement des incertitudes et de la façon dont les changements de stocks de carbone induits par ces activités peuvent être vérifiés.

Au titre de l'article 5.1 du Protocole de Kyoto, des inventaires nationaux des émissions nettes de gaz à effet de serre doivent être réalisés périodiquement. Le GIEC a élaboré une méthode d'inventaire et a produit une liste de recommandations sur les bonnes pratiques à suivre lors de ces inventaires (GIEC : Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories). En ce qui concerne le secteur agricole, la méthode retenue par le GIEC diffère selon les gaz. Les flux nets de N₂O et de CH₄ vers l'atmosphère sont inventoriés. Les stocks de carbone (et non les flux de CO₂) dans les forêts et dans les sols sont inventoriés.

Le calcul d'un flux de gaz à effet de serre est réalisé en multipliant un terme extensif d'activité (superficie ou effectif animal concerné) par un terme intensif, qui correspond à un facteur d'émission par unité de surface (Lim et Boileau, 1999).

Les incertitudes sur ces deux types de facteurs (Tableau 1-4) sont importantes dans le secteur agricole. En particulier, les incertitudes sur les émissions de N₂O à partir des sols agricoles seraient de deux ordres de magnitude. En ce qui concerne le CO₂, seules les incertitudes au titre de l'article 3.3 ont été estimées dans ce rapport. Les incertitudes liées à l'article 3.4 ne sont pas encore connues.

Gaz	Catégorie de source	Facteur d'émission U _E	Facteur d'activité U _A	Incertitude totale U _T
CO ₂	Changement d'utilisation des terres et forêts	33%	50%	60%
CO ₂	Combustion de biomasse	50%	50%	100%
CH ₄	Culture du riz	75%	25%	100%
CH ₄	Animaux	25%	10%	25%
CH ₄	Déchets animaux	20%	10%	20%
N ₂ O	Sols agricoles			Deux ordres de magnitude
N ₂ O	Combustion de biomasse			100%

Tableau 1-4. Incertitudes (%) provenant des facteurs d'émission et des facteurs d'activité dans le secteur agricole. (Extrait de GIEC : 'Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Reporting Instructions'). D'après Lim et Boileau, 1999.

Lors de la COP 7 (Marrakech, 2001), les activités des articles 3.3 et 3.4 ont été reconnues comme éligibles dès la première période d'engagement (2008-2012) pour les pays de l'Annexe I lorsqu'elles ont commencé dès 1990. Toutefois, différents plafonds ont été fixés pour la prise en compte de ces activités UTCF :

- au titre du Mécanisme de Développement Propre (MDP) au total, ces activités ne sont éligibles qu'à concurrence de 1% des émissions annuelles (5% par période d'engagement) d'un pays de l'Annexe I (Section K, Article 12) ;
- pour la première période d'engagement, les activités de gestion des forêts au titre de l'article 3.4 seront plafonnées selon un montant défini par pays (par exemple, 0,88 MtC par an pour la France) ;
- un plafond de 9 Mt de carbone par an a été fixé au titre des activités de gestion des forêts de l'article 3.4, lorsque celles-ci compensent des émissions nettes calculées selon l'article 3.3 (déforestation excédant la reforestation, cas de l'Australie).

Les prévisions effectuées par les pays de l'annexe I pour la prise en compte des puits dans le protocole de Kyoto sont rappelées dans le Tableau 1-5.

Pays	Emissions 1990 tous gaz (MtC par an UTCf inclus)	Prévision des réductions d'émission comptabilisables (MtC par an)			
		Article 3.3 Déboisements et reboisements	Article 3.4 Gestion forestière	Article 3.4 Activités agricoles	Article 12 (Re)boisement dans le MDP
Union Européenne	1157	1,3	-8,5	-0,3	-11,6
dont France	151	1,7	-2,6		-1,5
Fédération de Russie	828	8,2	-25,8		-8,3
Canada	163	4,4	-16,4	-4,6	-1,6
Japon	335	0,7	-13,7		-3,3
Etats-Unis (pour mémoire)	1654	7,2	-35,2	-10,4	-16,5
Reste de l'Ombrelle	415	-7,7	-1,7	-2,2	-4,1
Reste Europe Centrale/Est	357		-4,5		-3,5
Reste Europe de l'Ouest	15		-0,5	-0,1	-0,1
Total Annexe I (hors Etats-Unis)	3271	+6,8	-71,2	-7,1	32,7

Tableau 1-5. Prise en compte des puits de carbone dans le protocole de Kyoto (d'après S. Gastaldo, Point sur les négociations de la COP 6 à Bonn, MATE, document non publié). Convention : sources >0, puits <0.

Comme l'indique le Tableau 1-5, la prise en compte des puits dans le protocole de Kyoto est dominée à la fois par les activités de gestion forestière (au titre de l'article 3.4) et par le boisement ou le reboisement *via* le Mécanisme de Développement Propre (au titre de l'article 12). Les activités agricoles (au titre de l'article 3.4) sont peu, ou pas, prises en compte pour la première période d'engagement (bien qu'elles ne soient pas plafonnées). La France, en particulier, qui prévoit de porter l'essentiel de son effort sur la gestion forestière et sur des boisements ou reboisements dans des Pays en Développement, n'a pas inscrit à ce jour d'activités agricoles dans ses projets de réductions d'émissions par des activités UTCf.

1.1.3. Vérification des puits de carbone dans le protocole de Kyoto

Selon le GIEC (1996, Revised Guidelines), la vérification se réfère à toutes les activités et procédures qui peuvent être utilisées pour établir la fiabilité des données. Ceci signifie en général de vérifier les estimations grâce à des données d'observation, ou grâce à d'autres estimations compilées de manière indépendante. La vérification diffère donc de la validation, qui consiste à s'assurer que les données concernant les inventaires d'émissions et de puits ont été compilées correctement selon les procédures et les bonnes pratiques en vigueur.

Pour la vérification des activités de l'article 3.4, les estimations des flux et/ou des variations de stocks de carbone doivent être réalisées selon une procédure indépendante de celle utilisée lors des inventaires nationaux. Ceci signifie que, pour une activité d'origine anthropique donnée, il doit y avoir au moins deux méthodes indépendantes d'estimation des quantités de CO₂ ajoutées à l'atmosphère à partir d'une source ou ôtées à partir d'un puits.

Un système à trois niveaux d'inventaire et de vérification a fait l'objet d'un accord (Smith, 2001) :

Premier niveau : Le suivi et l'inventaire par les parties à la Convention des émissions et des soustractions de GES par les activités de l'article 3.4, en accord avec les règles du GIEC et les bonnes pratiques en matière d'inventaires.

Second niveau : Validation et vérification au niveau national, en incluant une évaluation indépendante par des experts.

Troisième niveau : Validation et vérification au niveau international par des équipes d'experts en accord avec l'article 8 du Protocole.

Un format similaire a été utilisé par les parties pour leurs soumissions au 1^{er} août 2000 pour des activités UTCF et pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Des améliorations du format des soumissions au titre de l'article 3.4 seront probablement demandées par le nouveau panel d'experts constitué par le GIEC. Le fait de rendre compatibles les inventaires nationaux et les soumissions au titre de l'UTCF devrait améliorer les possibilités de vérification.

Les méthodes disponibles pour évaluer les variations de stocks de carbone ou les flux de carbone sont essentielles pour la vérification (Tableau 1-5). Le rapport SR LULUCF du GIEC a distingué deux types de méthodes : celles qui mesurent les stocks de carbone et celles qui mesurent les flux nets de carbone échangés par un écosystème avec l'atmosphère. Des mesures de stocks début 2008 puis fin 2012 (ou aux dates de début des activités entre 2008 et 2012) indiqueront les changements de stocks qui ont eu lieu au cours de la première période d'engagement.

Alternativement, on pourrait envisager de mesurer les flux de carbone entrant ou sortant d'un écosystème durant la période de 5 ans d'engagement. L'une ou l'autre de ces méthodes peut être utilisée pour le calcul des gains ou des pertes de carbone, ou pour servir d'estimation indépendante de ces variations.

Le rapport SR-LULUCF du GIEC a fourni une première évaluation des méthodes disponibles (Tableau 1-6) pour évaluer les activités UTCF additionnelles détaillées dans le Tableau 1-3.

Méthodes de mesure des variations des stocks de carbone
<ul style="list-style-type: none"> • Inventaire de végétation • Inventaire forestier et dendrométrie • Produits et débris ligneux • Inventaire du sol et de la litière • Analyses des stocks de carbone dans le sol et dans la litière
Méthodes de mesure des flux de carbone
<ul style="list-style-type: none"> • Chambres au sol (<100 m²) • Fluctuations turbulentes (<1 km²) • Tours hautes ou ballons pour les échanges avec la couche limite de convection (paysage, région) • Télédétection pour déterminer l'extension géographique des changements • Satellites NOAA-AVHRR, ENVISAT : cartes de végétation et de couverture du sol, possibilité d'estimer la teneur en carbone de sols nus dans un futur proche • Mesures de concentrations atmosphériques sur un réseau de stations
Modèles
<ul style="list-style-type: none"> • A utiliser en combinaison avec les méthodes ci-dessus

Tableau 1-6. Méthodes de mesure pour évaluer les pertes ou les gains de carbone sur une terre ou un territoire (adapté de Smith, 2001).

Dans chaque cas, la qualité des méthodes dépend des protocoles utilisés, de la qualité des instruments, de la traçabilité des procédures et des stratégies d'échantillonnage. Le rapport du GIEC n'a pas analysé l'ensemble des contraintes de faisabilité, d'infrastructures, de moyens humains et de coûts récurrents de ces différentes méthodes.

Les méthodes de mesure des flux sont attractives dans la mesure où elles fournissent une estimation entièrement indépendante, permettant de vérifier les données obtenues en mesurant les variations des stocks de carbone.

Le rapport du GIEC note néanmoins que la fiabilité actuelle de ces méthodes n'est pas suffisante pour constituer la base des estimations de variations de stocks, mais qu'elles peuvent en revanche servir à la vérification en tant que méthode indépendante. De plus, les mesures de flux nécessitent une infrastructure coûteuse et relativement peu de sites sont équipés (environ une vingtaine de sites en Europe sur des terres agricoles).

Les méthodes concernant les variations des stocks de carbone des sols agricoles sont discutées dans une section suivante (cf. 2.1.4). L'un des principaux problèmes de ces méthodes concerne la précision nécessaire pour détecter de faibles variations relatives des stocks de carbone pendant une période courte (5 ans). Du fait de la variabilité spatiale, le nombre d'échantillons et d'analyses nécessaire pour certifier une variation des stocks de carbone du sol peut être très élevé. Dans certains cas, le coût de la vérification pourrait même excéder les bénéfices escomptés.

Les procédures de vérification nécessitent généralement une combinaison de méthodes. Par exemple, l'extension spatiale (et ses variations au cours du temps) d'une activité peut être évaluée par télédétection, alors que la mesure des variations locales de stock de carbone peut être réalisée par échantillonnage et/ou modélisation numérique. Dans de nombreux cas, les stratégies discutées dans le rapport du GIEC comprennent le suivi périodique de sites de référence et l'utilisation de traitements témoins et de traitements soumis à une mesure. Le fait que ces approches constituent, ou non, une vérification dépendra du niveau d'exigence fixé par les parties à la Convention.

Stricto sensu, la vérification supposerait l'échantillonnage en début et fin de période d'engagement de chaque zone sujette à une activité au titre de l'article 3.4 et la comparaison avec un nombre suffisant d'échantillons issus de zones témoins. Un nombre d'échantillons autorisant une bonne puissance statistique serait requis. Les échantillons de sol et de végétation seraient archivés et les données obtenues seraient agrégées afin d'obtenir une estimation au plan national. Des méthodes indépendantes seraient, par ailleurs, nécessaires pour fournir un second jeu indépendant de données pouvant servir à la vérification. Cette procédure serait toutefois difficile à mettre en œuvre au plan national et les coûts seraient vraisemblablement prohibitifs.

A l'inverse, si une procédure de vérification peu exigeante était retenue par les parties à la Convention, l'estimation des surfaces concernées ne serait pas géo-référencée et des valeurs par défaut des variations des stocks de carbone induites par chaque pratique seraient utilisées, pour estimer les effets d'une mesure sur les stocks de carbone au plan national. Toutefois, même l'estimation de la surface concernée par une mesure donnée peut s'avérer invérifiable en l'absence de référence géo-statistique (Nilsson et al., 2000)

Un niveau intermédiaire d'exigence en matière de vérification conduirait à une procédure où les surfaces concernées seraient géo-référencées (par télédétection ou inventaires au sol), et où les variations des stocks de carbone seraient estimées à partir d'expériences (dans des régions climatiques

et des sols représentatifs) sur des sites de référence, ou encore à partir de modèles bien évalués, documentés et archivés. Les sites de référence seraient accessibles pour la vérification. Les procédures proposées pour l'inventaire du carbone au titre de l'article 3.4, par l'Australie et le Canada font partie de cette catégorie intermédiaire.

L'extension géographique actuelle de nombreuses activités éligibles pour l'article 3.4 n'est pas toujours connue avec précision. De plus, il n'existe généralement pas de statistiques à ce sujet pour l'année 1990. Si le bilan est établi sur une base "nette-nette", le calcul sera fait en soustrayant aux flux des cinq années 2008-2012 la valeur de flux de l'année 1990 multipliée par 5. La disponibilité des données pour 1990 sera donc critique pour l'établissement d'une procédure de vérification des activités de l'article 3.4.

Les pays qui estiment que les activités éligibles pour l'article 3.4 peuvent être suivies et vérifiées au niveau national (par exemple, le Canada et l'Australie) mettent en place des procédures pour fournir des estimations robustes des flux de C. Une analyse récente (Nilsson et al., 2000) a néanmoins conclu que le protocole de Kyoto pourrait ne pas être vérifiable du fait des incertitudes. Les activités de l'article 3.4 sont intrinsèquement plus difficiles à quantifier et à vérifier que celles de l'article 3.3.

Si les parties s'accordent sur les critères les plus stricts, les activités de l'article 3.4 ne seront pas vérifiables dans un futur proche. Si des critères moins stricts sont appliqués, un niveau faible de vérification pourra être mis en œuvre par de nombreuses parties dès le début de la période d'engagement (Smith, 2001). Comme peu de pays, voire aucun, ne réalisent en routine l'ensemble des mesures nécessaires pour établir et vérifier les changements de stocks de carbone au titre de l'article 3.4., des améliorations importantes des systèmes de mesure et d'inventaire seront dans tous les cas nécessaires.

Afin d'établir des recommandations en matière de bonnes pratiques d'inventaire des émissions et des "soustractions" de CO₂ par les activités UTCF, un nouveau panel du GIEC a récemment commencé ses travaux. Ce rapport, qui devrait être disponible fin 2003, a trois objectifs (24^e session du Bureau du GIEC, Genève, décembre 2001) :

- i) établir de bonnes pratiques d'inventaires pour l'émission et l'absorption de CO₂ par les activités UTCF,
- ii) fournir des définitions et des méthodes d'inventaire concernant les activités anthropiques de déforestation et de dégradation des végétations non forestières,
- iii) fournir des méthodologies pour distinguer les effets anthropiques directs sur les stocks de carbone des effets indirects liés à la dynamique spontanée des écosystèmes et aux pratiques anciennes de gestion forestière.

1.1.4. Politiques nationales et européennes en matière de stockage de carbone dans les sols

Les enjeux concernant la séquestration du carbone dans les sols ne semblent pas encore être abordés de manière explicite par les politiques nationales et européennes.

Communication européenne sur les sols

La Commission Européenne a récemment adopté une communication sur les sols (le 16 avril 2002, Réf. COM 2002 179 final), afin de préparer une directive sur ce thème. La section 3.2 de cette communication concerne le déclin de la matière organique de certains sols cultivés, notamment dans le Sud de l'Europe et dans les régions de culture intensive, qui crée des problèmes de baisse de la fertilité et d'érosion des sols. Ce texte mentionne le cycle global du carbone, ainsi que les enjeux internationaux concernant la séquestration de carbone dans les sols.

Politique Agricole Commune et politique agricole nationale

L'insertion des mesures de séquestration de carbone dans les sols agricoles dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) est discutée dans la Partie 5. De la même manière, cette partie permet d'aborder le rôle possible des Contrats Territoriaux d'Exploitation pour la mise en œuvre de mesures de séquestration du carbone dans les sols agricoles.

Projets de directives sur les biocarburants

La DG Transports et énergie de la Commission européenne prépare deux directives sur les biocarburants, portant respectivement sur les aspects réglementaires (la discussion bloque sur la définition, ou non, d'objectifs quantifiés contraignants) et la défiscalisation. Les objectifs mis en avant sont la recherche d'une indépendance énergétique et l'utilisation de ressources renouvelables, mais aussi le respect du Protocole de Kyoto.

1.2. Questions à l'expertise

(D. Arrouays, J. Balesdent, P.A. Jayet, J.F. Soussana, P. Stengel)

Dans ce chapitre, nous précisons les principales questions auxquelles notre expertise devra répondre.

1.2.1. Quels sont les changements d'usage ou de pratiques permettant une augmentation significative des stocks de C dans le sol ?

Parmi les changements d'usage ou de pratique envisageables en France métropolitaine, nous définirons ceux qui pourraient permettre une augmentation significative des stocks de carbone dans les sols. Cette définition sera fondée sur une analyse bibliographique des résultats publiés concernant des sols français, ou bien des sols situés sous des climats comparables. A partir de cette analyse, nous tenterons de proposer des potentiels de stockage annuels liés à ces changements, et pertinents pour les sols et le climat français. Nous devons également définir sur quelle durée ces changements ont un effet significatif, et plus généralement, quelle est la courbe cumulative d'évolution temporelle du carbone séquestré suite à un changement donné.

Nous devons en particulier examiner les potentiels de stockage liés à des changements d'usage ou de pratique généralement réputés favoriser le stockage du carbone : l'augmentation de la surface forestière, qu'elle soit volontaire ou issue des accrus en zone de déprise agricole ; l'agro-foresterie ; l'augmentation de la surface toujours en herbe par conversion de terres cultivées ; la mise en place de haies ; les techniques simplifiées de travail du sol et le semis direct ; l'utilisation d'amendements organiques de diverses origines...

Nous aurons également à statuer sur le potentiel de pratiques pour lesquelles il existe des controverses scientifiques : par exemple les effets de l'intensification ou de l'irrigation. Nous devons comprendre et expliquer l'origine de ces controverses, et statuer sur le potentiel réel de ces pratiques pour le territoire français.

Pour chacun de ces changements, nous devons évaluer la surface potentiellement concernée, afin de déterminer si leur application pourrait ou non entraîner une augmentation significative des stocks totaux. Nous devons également identifier les facteurs pédo-climatiques susceptibles de modifier la dynamique liée à ces changements.

1.2.2. Quel est le devenir à moyen et long terme du C stocké dans les sols ?

Une fois le potentiel de stockage établi, nous aurons à répondre à la question du devenir à moyen et long termes du carbone stocké : Quelle est la durée de vie du carbone stocké par une activité donnée ? Ce stockage est-il stable ou réversible ? Les dynamiques de stockage liées à un changement d'usage ou de pratique sont-elles strictement inverses lorsque l'on revient à la gestion initiale ?

Notre analyse devra permettre la quantification et la prévision des durées de stockage. Dans ce cadre, nous aurons à établir la validité et la précision de modélisations à long terme, ainsi que les variations des paramètres cinétiques liées à la variabilité climatique et pédologique, et celles liées à l'usage des sols et aux pratiques (c'est-à-dire les systèmes de production et de culture, et les techniques culturales et d'entretien des sols).

1.2.3. Comment prendre en compte les effets secondaires environnementaux ?

Les pratiques favorisant l'accroissement du stockage de carbone dans le sol s'accompagnent de nombreux effets secondaires pouvant avoir des impacts environnementaux positifs ou négatifs. Parmi les effets positifs fréquemment évoqués, nous pouvons citer l'amélioration de la stabilité structurale des sols réduisant les risques de battance et d'érosion, le maintien ou l'augmentation de la biodiversité, l'augmentation de la rétention en eau des sols, la réduction d'émissions de CO₂ d'origine fossile liée à la diminution des travaux mécanisés du sol. En ce sens, une argumentation de type "win-win" (le stockage de carbone supplémentaire dans les sols s'accompagne d'autres bénéfices environnementaux) est fréquemment soutenue.

Si cette argumentation est parfois justifiée, elle manque parfois de preuves scientifiques de sa réalité et de sa généralité : on peut par exemple se demander s'il y a réellement une augmentation systématique de la biodiversité et de l'activité biologique en parallèle avec celle des stocks de C.

Il conviendra aussi d'examiner les effets secondaires négatifs potentiels sur l'environnement : par exemple les conséquences environnementales de l'effet d'apports externes ou d'une fertilisation destinée à augmenter la production végétale, les effets du carbone organique dissous sur l'acidité des eaux et sur la mobilité et la toxicité des métaux et des polluants organiques, les problèmes liés à la gestion des adventices et à l'usage des pesticides...

Enfin, nous aurons à examiner les effets des pratiques stockantes sur le bilan des autres gaz à effets de serre.

1.2.4. Quel bilan avec les autres flux de gaz à effet de serre (GES) ?

Le pouvoir de réchauffement de certains gaz à effet de serre (N₂O, CH₄) est très largement supérieur à celui du CO₂ (Tableau 1-1). Il est par conséquent nécessaire de savoir dans quelle mesure et dans quelles situations une pratique destinée à stocker du C dans les sols est susceptible d'influencer significativement le bilan des autres flux de GES. A titre d'exemple, nous pouvons nous interroger sur les conséquences d'un retour à l'état initial des zones humides qui ont été par le passé drainées pour une mise en valeur agricole. Si cette stratégie est appropriée pour augmenter les stocks de carbone, favoriser la biodiversité et restaurer des habitats naturels et certaines niches écologiques, elle est susceptible de provoquer des émissions de CH₄ et des phénomènes de dénitrification entraînant des émissions de N₂O.

De même, une productivité accrue par une fertilisation azotée plus importante permet une augmentation des restitutions au sol, mais peut, dans certains cas, s'accompagner d'une émission non négligeable de N₂O.

Il peut aussi exister une alternative entre la séquestration et l'évitement : Quel est le bilan comparé d'une utilisation des pailles comme source d'énergie remplaçant du carbone fossile et de leur retour au sol ?

Afin de raisonner en terme de bilan de GES nous devons prendre en compte les émissions par d'autres sources que les sols (énergies fossiles, émissions de CH₄ par les ruminants...). Une augmentation des surfaces toujours en herbe peut, par exemple, s'accompagner d'une croissance du cheptel, d'une extensification, ou d'une augmentation de la part de l'herbe dans les rations alimentaires. Quelles sont dans ces différents cas les conséquences sur les émissions de CH₄ par le cheptel ?

1.2.5. Quelle est la faisabilité agronomique et pédologique des solutions envisageables ?

De nombreuses simulations présentes dans la littérature appliquent, à grande échelle, des mesures dites "stockantes de C" sans prendre en compte les contraintes agronomiques, pédologiques ou climatiques. Or, si l'on désire favoriser des pratiques stockantes, ou simplement évaluer leur potentiel par des simulations, il convient de s'assurer au préalable de leur faisabilité et de leur domaine d'application, ainsi que de leur durabilité. Nous aurons donc à définir les contraintes agronomiques, pédologiques et climatiques à la mise en œuvre de tels changements, de façon à mieux définir leur aire potentielle d'application.

Compte tenu des échelles de temps des cinétiques en jeu, et des différences entre les cinétiques de stockage et de déstockage, nous devons porter une attention particulière aux événements extrêmes de faible fréquence. En effet, les durées mises en jeu pour augmenter les stocks de matières organiques des sols (plusieurs décennies dans la plupart des cas), et la non-symétrie entre les cinétiques lentes de stockage, et celles parfois rapides de minéralisation suite à un événement donné (labour, retournement de prairie, déforestation...), nous contraignent à prendre en compte la probabilité d'événements rares ou exceptionnels pour juger de la durabilité de la mise en œuvre d'une pratique et de son efficacité.

Nous aurons en particulier à analyser la faisabilité agronomique du maintien à long terme de pratiques stockantes comme le semis direct, les techniques culturales simplifiées ou l'introduction de plantes de couverture.

Pour analyser la faisabilité agronomique d'une pratique, nous devons placer cette dernière dans des systèmes d'exploitation et de culture donnés. Les cultures n'ont pas toutes le même effet sur le stockage de C (du fait de la quantité et de la nature des résidus), et ne sont pas toutes susceptibles au même degré de supporter des techniques favorables au stockage. L'adoption d'une pratique peut être rendue difficile, voire impossible, par des contraintes liées à la succession culturale

Après avoir précisé la faisabilité technique des changements d'usage ou de pratique favorisant le stockage, défini leur domaine agro-pédo-climatique potentiel d'application, et jugé de leur durabilité et des conséquences sur le bilan de GES de leur abandon éventuel, il nous faudra ensuite définir les conditions économiques permettant leur application.

1.2.6. Comment juger de l'efficacité de mesures de politiques économiques ?

L'idée fondamentale, qui s'impose dans une approche relevant de l'économie publique, est que les avantages attendus d'une politique de régulation-intervention en dépasse les coûts de mise œuvre et les impacts négatifs qu'elle est susceptible d'engendrer.

L'enjeu économique dépend en particulier du coût marginal de réduction du carbone "à effet de serre". Plus précisément, dans le cadre de la présente étude, il s'agit d'évaluer le coût de stockage dans les sols agricoles d'une tonne de carbone supplémentaire, puis de le comparer aux coûts marginaux des autres modes de réduction du carbone à effet de serre. Les estimations qui sous-tendent ces comparaisons doivent reposer sur des modalités de calcul qu'il s'agit de bien préciser.

Si ce mode de réduction du carbone apparaît alors économiquement satisfaisant, l'autorité publique en charge de le faire valoir se doit d'étudier les modalités de l'intervention économique requise. Parmi les différents mode de régulation (politiques de "prix", politiques de "quantité", normes...), il convient de

rechercher celles qui paraissent les plus efficaces et qui peuvent être réellement mises en œuvre. Cela suppose en particulier de bien définir les outils de l'évaluation économique en tenant compte des éléments d'incertitude qui peuvent affecter à la fois le calcul des coûts d'abattement mais également les avantages collectifs de la réduction de l'effet de serre.

Enfin, même si les mesures envisagées peuvent être techniquement mises en œuvre, se posera toujours la question de leur acceptation par les agents économiques les plus directement concernés. En particulier, les effets redistributifs des politiques de régulation devraient ne pas être ignorés. Peuvent-ils constituer des freins à la mise en œuvre des politiques ? Est-il justifié de passer outre ?

Ces questions renvoient aux traditionnels problèmes de variations des situations dans le temps et dans l'espace. Dans le temps, sans aller jusqu'aux choix inter-générationnels, se pose par exemple le choix de la période à laquelle la régulation peut se mettre en place : doit-on agir rapidement, ou attendre d'accumuler les connaissances scientifiques pour tenter de retenir des mesures plus adaptées ? Dans l'espace, la variété des conditions pédo-climatiques compliquent singulièrement les modalités de la régulation économique et le contrôle de son bon déroulement.

Toute étude à base de scénarios devrait intégrer ces éléments. A-t-on réellement les moyens de réaliser les analyses techniques et économiques nécessaires, dispose-t-on des "bons" modèles ? Autant de questions qui ne manqueront pas d'être posées à l'expertise.

1.2.7. Quelle sera la fiabilité des méthodes de suivi et de contrôle ?

Nous aurons à réaliser une revue critique des outils de vérification évoqués dans le rapport LULUCF (Land Use, Land Use Changes and Forestry) et à définir quels sont ceux qui paraissent applicables sur le territoire français. Nous devons porter une attention particulière aux incertitudes liées aux estimations des surfaces en jeu, aux mesures de carbone, à l'utilisation de modèles, et à la propagation des erreurs lors d'une généralisation spatiale. Cette analyse devra permettre de définir quels sont les seuils de détectabilité de changements de stockage de C dans les sols, selon les méthodes envisagées.

Nous devons également évaluer les coûts liés à la mise en place de ces méthodes de vérification, et les comparer aux gains potentiels liés à l'évaluation du coût de la tonne de carbone séquestrée.

1.2.8. Conclusions attendues

Le résultat principal de cette expertise devrait être de définir des options réalistes de mesures incitatives permettant un stockage significatif de carbone dans les sols, et d'évaluer leur potentiel à l'échelle du territoire français, leur durabilité, leurs effets environnementaux connexes, ainsi que le coût de leur vérification.

La revue de l'état de l'art que nous allons réaliser devrait également permettre d'identifier les sources de polémiques ou d'incertitudes scientifiques, et ainsi de définir les besoins prioritaires de recherches dans ce domaine.

Références bibliographiques

- GIEC (1996). Revised guidelines for national greenhouse gas inventories. Cambridge University Press, IPCC.
- GIEC (2000). Land use, land-use change and forestry. (LULUCF). Cambridge University Press, U.K., OMM.
- Lim, B. et P. Boileau (1999). "Methods for assessment of inventory data quality: issues for an expert IPCC meeting." *Environmental Science and Policy* 2: 221-227.
- Nilsson, S., A. Schvidenko, et al. (2000). Full carbon account for Russia., International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- Smith, P. (2001). Verifying sinks under the Kyoto protocol., VERTIC Briefing Paper 01/03, London.

Partie 2.

Usages du sol, stockage de carbone et effets connexes : état de l'Art

Responsable : Jean-François Soussana

Auteurs : Jean-François Soussana, Dominique Arrouays, Jérôme Balesdent, Claire Chenu, Philippe Ciais, Benoît Gabrielle, Jean-Claude Germon, Catherine Hénault, Claudy Jolivet, Bernard Séguin.

2.1. Sols et bilan atmosphérique de carbone

2.1.1. Cycle du carbone

(J. Balesdent, J.F. Soussana, P. Ciais, D. Arrouays)

2.1.1.1. Stocks et flux planétaires

L'examen du cycle planétaire du carbone révèle que les écosystèmes terrestres absorbent actuellement une partie de l'excès du CO₂ atmosphérique, contribuant ainsi à atténuer l'augmentation de l'effet de serre. On a illustré cette problématique sur la Figure 2-1, qui résume l'état des connaissances du cycle planétaire du carbone en 2001 d'après le rapport du GIEC, 2001. Les flèches représentent les flux nets annuels. Il s'agit :

- des émissions de combustibles fossiles, qui sont connues,
- des flux liés à la déforestation tropicale, qui sont estimés (avec une grande incertitude) d'après les surfaces défrichées et la dynamique du carbone dans le bois et le sol,
- du puits océanique lié à l'augmentation elle-même de la teneur en CO₂, dont la valeur obtenue à partir de modèles est confirmée par des inventaires répétés du carbone dissous dans les océans.

Le flux net de CO₂ de l'atmosphère vers la biosphère est quantifié indirectement par défaut de bilan dans le 2^e rapport du GIEC (1996), et directement par le biais de mesures d'oxygène atmosphérique dans le 3^e rapport du GIEC (2001). Le flux net biosphérique est un puits qui a augmenté entre les périodes 1980-1989 (0,2 ± 0,6 GtC par an) et 1990-1998 (0,7 ± 0,6 GtC par an). Les compartiments susceptibles de stocker du carbone à ce rythme ne peuvent être que les compartiments les plus gros : le bois d'une part et les matières organiques du sol d'autre part.

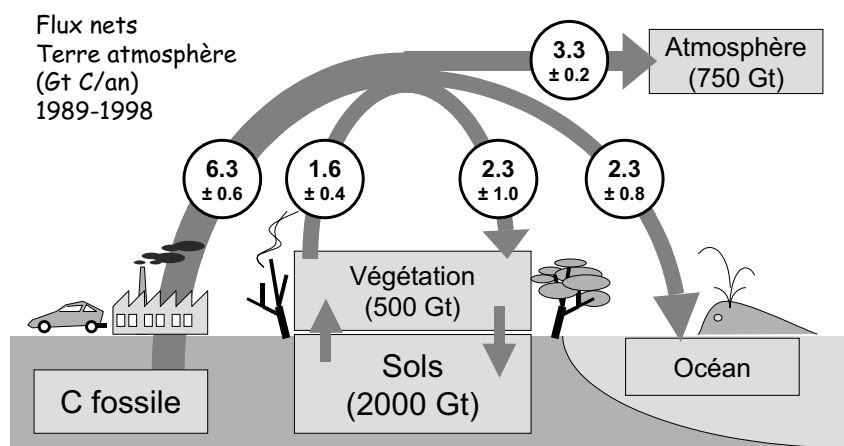


Figure 2-1. Cycle global du carbone : flux nets terre-atmosphère. La combustion de charbons et pétroles, avec la déforestation, injectent 7,9 GtC.an⁻¹ sous forme de CO₂ dans l'atmosphère. Or le réservoir atmosphérique augmente beaucoup moins. L'océan superficiel absorbe une partie de l'excédent. La végétation et les sols se comportent également comme un puits, situé essentiellement dans l'hémisphère nord. Ces flux nets sont petits par rapport aux échanges moyens annuels : environ 120 GtC.an⁻¹ entre biosphère continentale et atmosphère, environ 90 GtC.an⁻¹ entre océan et atmosphère. D'après GIEC 2001.

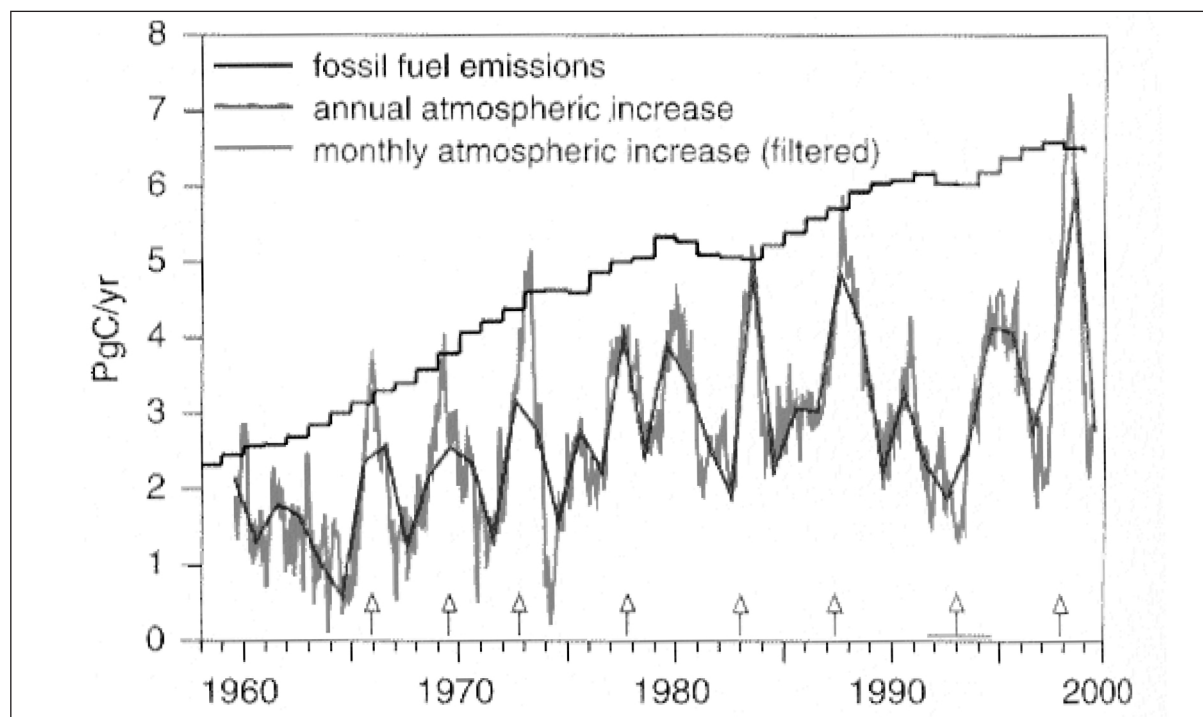


Figure 2-2. Emissions de CO₂ fossile et accumulation du CO₂ mesurée dans l'atmosphère. La différence entre les deux courbes correspond à l'absorption du CO₂ par les océans et les écosystèmes terrestres. La variabilité interannuelle est liée à la variabilité naturelle du climat (flèches = principales anomalies climatiques). Source : GIEC, 2001a. The Scientific Basis.

La régionalisation des flux de carbone à la surface du globe est incertaine : à très grande échelle, on sait d'après les mesures atmosphériques que les écosystèmes tempérés et boréaux absorbent du carbone (entre 0,6 et 2,3 GtC par an d'après GIEC, 2001), tandis que la zone arctique est une faible source. La zone intertropicale apparaît globalement neutre, ce qui signifie que les sources de CO₂ liées à la déforestation doivent être à peu près compensées par des puits équivalents. Il faut aussi souligner que la variabilité interannuelle du bilan global de carbone est de l'ordre de 100% (Figure 2-2) et que celle des flux biosphériques est très supérieure à celle des flux océaniques (Gurney et al., 2002). Cette variabilité des flux biosphériques résulte de la réponse des écosystèmes à la variabilité du climat. Les périodes El Nino causent par exemple des sécheresses en Amazonie et en Asie tropicale, qui se traduisent par une source biosphérique anormale. En revanche, l'éruption du volcan Pinatubo en 1991 a entraîné un refroidissement des continents situés au nord de l'équateur, qui s'est accompagné d'une absorption de carbone très forte en 1992 et 1993, de l'ordre des rejets fossiles (Figure 2-2). Les mécanismes de la réponse des puits de carbone à la variabilité du climat sont mal connus.

Plusieurs mécanismes sont invoqués pour expliquer l'augmentation à long terme du carbone de la biosphère (Houghton, 1995). D'abord l'augmentation de la concentration en CO₂ (passée de 280 à 370 ppmv en un siècle) accroît le rendement de la photosynthèse des plantes et la production de biomasse ; on parle de "fertilisation carbonée", un procédé utilisé en serre pour forcer la production. L'augmentation de température (+0,6°C depuis le début du 20^e siècle) allonge la durée de la saison de croissance et donc la production des écosystèmes tempérés et boréaux. Les modifications de la fréquence des perturbations sporadiques qui affectent les écosystèmes (feux, attaques d'insectes, tempêtes) peuvent également influencer sur les émissions de GES et la composition atmosphérique. Les changements d'utilisation des terres et l'augmentation de la production agricole ou sylvicole peuvent aussi intervenir, ainsi que la fertilisation des forêts par l'azote provenant de la combustion des pétroles.

Bien qu'énorme, un tel flux net de l'ordre de 2 GtC.an⁻¹ n'est qu'une petite déviation de flux bruts annuels (respiration et photosynthèse) qui sont de deux ordres de grandeur plus élevés. Son estimation directe à petite échelle par des mesures de flux de CO₂ ou des mesures directes de variations du stock est possible, mais il faut ensuite extrapoler les flux vers des échelles supérieures, ce qui est difficile à cause de l'extraordinaire variabilité des écosystèmes. On peut aussi utiliser des mesures de concentration atmosphérique sur des réseaux de stations, à partir desquelles on inverse les flux de CO₂. Cette approche ne donne des résultats qu'à très grande échelle (hémisphère), et ne permet pas d'identifier les processus sous-jacents. La modélisation, calée sur des réseaux de sites instrumentés, est l'outil de choix pour mieux estimer et expliquer ces flux.

Il faut aussi souligner que dans la prédiction des concentrations futures en CO₂, à partir de scénarios d'émissions fossiles, c'est de loin la réponse des écosystèmes qui est la plus incertaine. Différents modèles donnent des scénarios de stockage qui varient d'un facteur 2-3, et c'est le stockage dans le sols qui cause le plus de différences entre modèles (Kicklighter et al., 1994, 1999). Une étude récente qui prend en compte le couplage entre changement climatique et flux de carbone (Cox et al., 2000) montre que le réchauffement simulé induit une perte des stocks de carbone des forêts tropicales, en particulier dans les sols, qui joue le rôle d'un amplificateur du changement climatique et de la concentration en CO₂ associée. Toutefois cette étude suppose que la réponse de la respiration du sol à la température n'est pas modifiée par le réchauffement ; certaines études expérimentales de réchauffement du sol indiquent au contraire que la respiration s'acclimata au réchauffement et retourne à la valeur mesurée avant le réchauffement. La perte de carbone liée au réchauffement n'est donc pas du tout certaine.

	Planète	Forêt tropicale humide (Manaus)	Forêt tempérée (Ile de France)	Culture de céréale (Ile-de-France)
Flux	(GtC.an ⁻¹)	(tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	(tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	(tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Production primaire brute	120	30	12	12
Respiration autotrophe	60	14	4	5
Production primaire nette	60	16	8	7
Respiration hétérotrophe	50	11	5	4,2
Production nette de l'écosystème (exportation, récolte, croissance)	env. 10	5	3 (exportation)	2,8 (récolte)
Stocks	(GtC)	(tC.ha ⁻¹)	(tC.ha ⁻¹)	(tC.ha ⁻¹)
Biomasse	470	200	80	6
C organique du sol (0-100 cm)	2000	150	100	60

Voir Malhi et al ; PCE, 1999 p. 715.

Tableau 2-1. Flux et stocks de carbone caractéristiques de quelques écosystèmes terrestres, d'après GIEC 2000 et différentes sources.

2.1.1.2. Biotransformations du carbone

Le carbone du CO₂ est fixé sous forme de carbone organique dans les écosystèmes essentiellement par la photosynthèse des végétaux supérieurs, accessoirement par celle des algues des sols, de lichens (associations algues-champignons) et de bactéries photosynthétiques. Quelques microorganismes du sol, dits chimiolithotrophes, utilisent également le carbone inorganique (bicarbonate dissous), en tirant leur énergie de réactions chimiques, par exemple l'oxydation de l'ammonium en nitrates. Ces flux sont cependant mineurs.

Le flux de photosynthèse moyen est dénommé production primaire brute (Tableau 2-1). Pour leur métabolismes, les plantes respirent aussi : une partie du carbone assimilé (plusieurs dizaines de %) retourne dans l'atmosphère par la respiration de la végétation elle-même, dite respiration autotrophe. Celle-ci concerne tous les organes : feuilles, tiges, fruits, racines. Contrairement à la photosynthèse, la respiration autotrophe est également nocturne.

Le traçage isotopique du carbone photo-assimilé montre que l'essentiel est respiré en quelques semaines par les plantes. Un temps de résidence plus long, jusqu'aux années suivantes, peut cependant concerner la remobilisation de tissus de réserve. La différence entre la production primaire brute et la respiration autotrophe est la production carbonée annuelle de la végétation, dénommée production primaire nette. La mesure et la définition de ces postes du bilan ne sont pas simples, en particulier car les plantes injectent une partie du carbone directement dans le sol, via les racines. Il peut s'agir de petites molécules, de sucres, d'acides organiques exsudés ou excrétés, de mucilages et de cellules. On parle de rhizodéposition. Ce flux de composés transitoires ne peut être quantifié qu'à l'aide de traceurs isotopiques ; il peut représenter 5 à 20% de la production primaire nette. Les racines sont sûrement une source majeure de matières organiques des sols (Fisher et al., 1994 ; Balesdent et Balabane, 1996).

Bien que leur biomasse soit faible, la rotation des racines fines est élevée, leur contribution importante dans le sol peut être expliquée par la rhizodéposition continue de carbone pendant la croissance de la plante, par des teneurs relativement élevées en lignine et faibles en azote dans les racines par rapport aux feuilles et tiges, enfin par l'injection directe des matières organiques dans la matrice minérale du sol, qui peut les protéger de la biodégradation.

En dehors de la partie exportée de l'écosystème sous forme de produits végétaux, d'animaux ou stockée dans le bois, les tissus morts ou rhizodéposés vont être progressivement biodégradés et consommés, essentiellement par les microorganismes du sol, puis retourner à l'atmosphère sous forme de CO₂ par la respiration dite hétérotrophe. De même, une partie du carbone organique des sols peut être exportée par les rivières jusqu'à la zone côtière où elle est soit réoxydée, soit exportée vers l'océan. Ludwig et al. (1996) estiment la quantité globale de carbone organique dissous exportée par les rivières à 0,3 GtC par an, soit 0,05% de la respiration hétérotrophe. Dans certains bassins, il existe un important déplacement latéral du carbone fixé par les plantes, transporté vers les rivières, et réoxydé sur place (20% de la respiration hétérotrophe du bassin amazonien d'après Ritchey et al, 2002). Pour les cultures, la récolte (1/3 en moyenne de la production primaire) est transformée en aliments et réoxydée par les humains et le bétail.

Une partie du CO₂ respiré dans l'écosystème, soit par les plantes elles-mêmes, soit par le sol, peut être recyclée dans l'écosystème même au lieu de s'échapper et de se diluer dans la troposphère. Ceci peut être quantifié par la mesure des abondances naturelles en ¹³C de la végétation. La proportion dans la végétation du carbone "recyclé" dépend de la turbulence de l'atmosphère, elle est en général inférieure à 5% en milieu ouvert. Cependant, dans les couverts forestiers denses, dits fermés, le recyclage pourrait être plus important (Lloyd et al., 1996). Les plantes les plus basses du sous-bois de ces couverts peuvent ainsi contenir jusqu'à 30% de C recyclé. Il existe aussi un recyclage régional beaucoup plus difficile à appréhender, en particulier par le biais de la couche limite qui est une zone "tampon" dans l'échange de CO₂ entre couverts végétaux et atmosphère libre (Lloyd et al., 2001)

On se demande parfois si le carbone respiré par les sols peut être immobilisé dans les carbonates. Dans les sols développés sur roche calcaire, le bilan est en général à la dissolution de la roche. Cependant, dans les sols à calcaire fin, au fur et à mesure des déplacements saisonniers des équilibres

précipitation-dissolution du calcaire, le carbone du CO₂ respiré peut se substituer au carbone de la roche. Ceci est attesté par la composition isotopique en ¹³C et ¹⁴C qui est différente. On parle alors de carbonates pédogénétiques. Pour qu'il y ait accumulation nette de carbonates, il faut des conditions arides et un apport externe de calcium (Lal et al., 2000), mais ce flux est généralement très faible en comparaison du carbone respiré.

Une partie du carbone biodégradable peut retourner à l'atmosphère sous forme de méthane, en conditions très réductrices, dans les sols engorgés recevant de forts apports organiques. C'est le fait de bactéries méthanogènes qui peuvent réduire le CO₂, ou déméthyliser certaines molécules. Inversement, d'autres bactéries du sol sont capables de consommer le méthane, faisant des sols le principal puits du méthane de l'atmosphère. Enfin, la végétation émet des hydrocarbures (terpènes, isoprènes) dont la quantité globale est mal connue, mais pourrait être très élevée selon certaines estimations (1 GtC par an).

Le feu est un phénomène sporadique qui court-circuite brutalement la respiration hétérotrophe en renvoyant dans l'atmosphère une quantité importante de CO₂. Les feux de biomasse sont un phénomène naturel qui contrôle la dynamique de certains écosystèmes (savanes, forêts boréales). La combustion de biomasse émet en moyenne globale entre 2 et 4 GtC par an (soit 6% de la respiration hétérotrophe globale, mais beaucoup plus pour les savanes). La combustion de biomasse produit aussi du charbon de bois qui est inerte et constitue un puits quasi permanent de carbone atmosphérique (0,2 GtC par an).

Entre la mort du végétal et le retour à l'atmosphère, les produits végétaux vont subir dans le sol une cascade de transformations. Les composés végétaux sont principalement des polymères : celluloses, hémicellulose, lignines, protéines, lipides. Les premiers stades de décomposition sont des dépolymérisations successives. Elles sont le fait d'enzymes spécifiques émises dans le milieu par les bactéries et champignons du sol. Ces réactions aboutissent *in fine* aux monomères, sucres, acides aminés, etc., qui sont rapidement absorbés par les cellules bactériennes ou les hyphes de champignons, si bien que ces composés libres ne sont présents qu'en traces dans le sol. Les micro-organismes (champignons et bactéries) respirent environ 60% du carbone dégradé et assimilent environ 40%, qui sont recyclés à leur tour sous forme de glucides, lipides, phospholipides, protéines, chitine.

La diversité des micro-organismes du sol est immense et difficile à sonder : on compte par gramme de sol jusqu'à 10 000 souches différentes, dont 90% sont encore inconnues. La part de la faune du sol est faible dans le flux respiratoire. Cependant cette dernière a une action indirecte forte, positive ou négative, sur l'activité des microorganismes. Au cours du processus de biodégradation, les réactions enzymatiques et quelques réactions abiotiques génèrent en petites quantités des produits faits d'arrangements aléatoires des constituants élémentaires du vivant, agrégés eux-mêmes en macromolécules, dites humiques. Celles-ci étant lentement dégradables, elles constituent la fraction dominante des matières organiques des sols.

2.1.1.3. Problématique du stockage de carbone dans un agro-écosystème

La problématique du stockage de carbone dans un agro-écosystème est schématisée sur la Figure 2-3. En entrée, le CO₂ atmosphérique est capté par la végétation via la photosynthèse qui permet la production. Ce carbone est stocké de façon plus ou moins durable dans la végétation (annuellement pour la plupart des plantes cultivées, sur plusieurs décennies, voire des siècles pour les forêts).

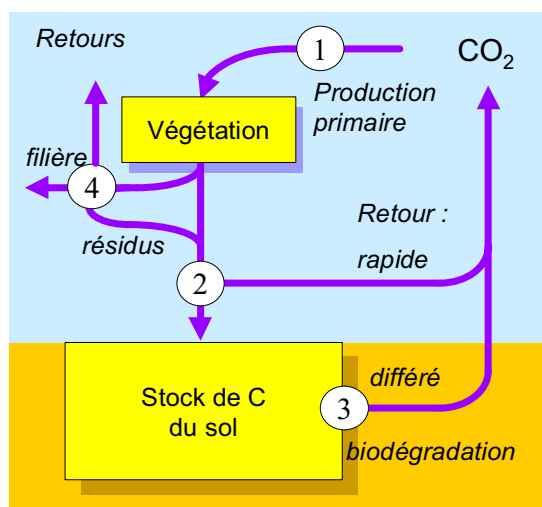


Figure 2-3. Problématique du stockage de carbone dans un agro- ou écosystème. Le stockage de CO₂ sous forme organique se pose en termes de flux CO₂ → C organique et de durée de rétention sous forme organique. On distingue quatre postes affectant le stockage. (1) la **production primaire** : toutes choses étant égales par ailleurs, le stockage dans le sol sera d'autant plus élevé qu'elle est élevée. Son devenir se pose ensuite en termes de vitesses de retour à l'atmosphère. On distingue ici : (2) des **alternatives au transfert au sol**. C'est principalement la combustion, qui est un retour instantané. Concernant les déchets des filières de la production primaire, tels que lisiers et fumiers, composts, boues, on peut considérer en première approximation que leur devenir est le même que si les produits végétaux de départ étaient restés in situ. (3) les **vitesse de biodégradation**. Elles diffèrent le retour du carbone à l'atmosphère. Leur ralentissement provoque un stockage. (4) la **gestion des filières** et des durées de vie dans les filières ainsi que le retour différé et/ou le transfert des résidus de ces filières.

Le plus souvent, la végétation est exploitée (nourriture, fibres, bois...) et une partie de cette dernière part donc dans des filières dont la plupart s'accompagnent de retours plus ou moins différés liés à la durée de vie des produits. Ces retours peuvent être directs vers l'atmosphère (par exemple brûlis), ou être l'objet d'une transformation plus lente (par exemple décomposition dans les décharges) ou encore faire l'objet d'une transition par le sol (par exemple composts à base de sciure...). Dans ce dernier cas, ils peuvent également faire l'objet de transferts entre les parcelles produisant le carbone et celles le recevant (exemple des composts d'origine industrielle).

La végétation, exploitée ou non, génère également des résidus qui ne sont pas exploités dans des filières et qui peuvent faire l'objet d'un retour rapide (par exemple, le brûlage des pailles) ou transiter par les sols (par exemple, les racines, ou la restitution des pailles). Ce transit génère ainsi un retour différé dont la rapidité dépend de la vitesse de biodégradation des matières organiques dans le sol.

On constate donc que l'on peut théoriquement agir de quatre façons sur le stockage de carbone dans le système :

- 1) en augmentant la productivité végétale (par exemple, en fertilisant les forêts ou en utilisant des variétés améliorées) ;
- 2) en gérant l'alternative retour rapide/passage dans le sol des résidus non exploités (par exemple, en brûlant les pailles ou en les incorporant) ;
- 3) en jouant sur les facteurs contrôlant la vitesse de biodégradation dans le sol (par exemple, réduction du travail du sol, changements d'usage de type culture → prairie...) ;
- 4) en gérant l'exploitation de la végétation, son départ et sa durée de vie dans des filières, et le devenir des résidus de ces filières (par exemple, en allongeant la durée des rotations forestières ou en diminuant les prélèvements, en recyclant sous forme de composts des sous-produits des filières, en favorisant des productions dont une partie des produits carbonés retourne rapidement au sol (i.e. prairies...)).

2.1.1.4. Temps de résidence du carbone dans les sols agricoles européens

Le carbone des sols étant en régime dynamique entre les apports par la végétation et la minéralisation par les micro-organismes, les traçages isotopiques du carbone ont été essentiels pour déterminer ces temps de résidence : ^{14}C artificiel (Jenkinson, 1965), ^{13}C naturel (Balesdent et Mariotti, 1996), ^{14}C naturel (Balesdent et Guillet, 1982 ; Trumbore, 1996).

On a pu ainsi établir une compartimentation du carbone du sol, c'est-à-dire une répartition en sous-ensembles, de vitesses de biodégradation différentes. Dans le cas de l'horizon travaillé des sols sous cultures céréalières européennes, on peut par exemple proposer une répartition du carbone en quatre compartiments homogènes : l'un, très labile, est biodégradé dans l'année, sa quantité dans le sol est minime, mais il accueille environ 75% de l'apport annuel. Le reste peut être réparti en trois compartiments de temps moyens de résidence respectifs 4 ans, 40 ans et plus de 1 000 ans. Ils représentent en moyenne 15, 65 et 20% du carbone du sol, respectivement (Balesdent et Recous, 1997).

Ces valeurs sont bien sûr affectées par le type de sol et le climat. Cette partition cinétique correspond en partie à la nature des composés (Figure 2-4), mais pas seulement. La protection physique des matières organiques par les phases minérales du sol explique largement leur temps de résidence (Golchin et al., 1994 ; Oades, 1995 ; Balesdent et al., 2000). La nature du carbone à temps de résidence pluri-millénaire est peu connue, il s'agirait de composés humiques protégés et de carbonisats (Poirier et al., 2002).

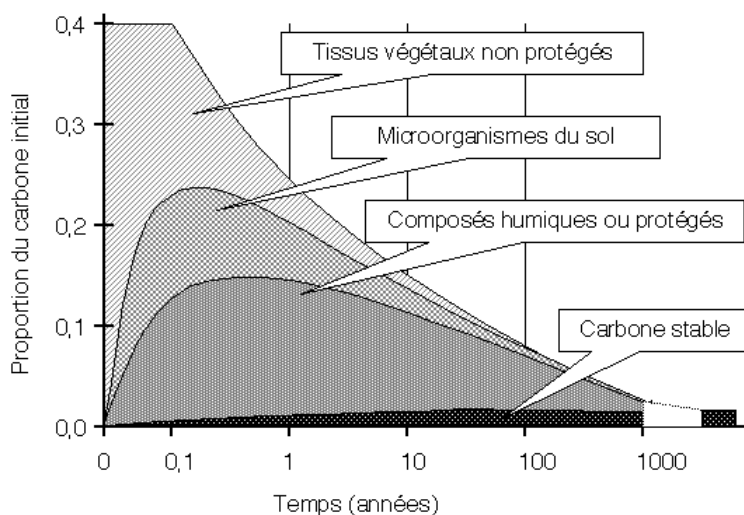


Figure 2-4. Représentation qualitative et quantitative du devenir du carbone organique incorporé par les végétaux dans le sol, dans un agrosystème cultivé français moyen. Environ un tiers du carbone de la production primaire nette peut être exporté sous forme de récoltes. Le reste, tiges, feuilles, racines et rhizodépôts, représentant $400\text{-}600 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, retourne au sol. De cette quantité, il restera 20-30% après un an, 5-10% après 100 ans. Le stock du sol est de 4 à 6 kgC.m^{-2} . Le temps moyen de résidence du carbone incorporé est donc de l'ordre de 10 ans. Cependant, une proportion des apports, de l'ordre de 10 à 15%, va avoir un temps de résidence de l'ordre de 50 ans, et constituer l'essentiel du réservoir de carbone du sol.

L'importance du temps de résidence du carbone peut être comprise facilement. Dans un écosystème dont la production primaire augmente de façon linéaire avec le temps (par exemple à cause de l'accroissement du CO_2 atmosphérique), on peut montrer que le stockage annuel est égal au produit du taux d'augmentation par le temps de résidence. Ainsi une production primaire globale de 60 GtC.an^{-1} peut augmenter de 0,15% par an, soit de $0,09 \text{ GtC.an}^{-1}$, et si la biosphère (végétations et sols) a un temps de résidence de 30 ans, le stockage annuel sera de 0,09 fois 30, soit de $2,7 \text{ GtC}$.

2.1.1.5. Facteurs affectant les temps de résidence du carbone dans les sols

Ne sont pas décrits ici les facteurs affectant les quantités de carbone incorporées dans les sols, qui sont essentiellement les facteurs de la production végétale (éclairage, humidité du sol, humidité atmosphérique, température, éléments nutritifs et fertilisation, pression partielle de CO₂).

Les facteurs sont présentés ici dans un ordre approximatif d'explication de la variance des stocks de carbone du sol en France. Tous, à l'exception de la teneur en argile des sols, peuvent être affectés par la gestion.

Il n'est attendu aucune loi unique et univoque de l'effet de ces facteurs sur les temps de résidence, car ces effets dépendent de variables *multiples en interaction*, d'où la cacophonie de la littérature à ce sujet.

Température

Toutes choses égales par ailleurs, une augmentation de 10°C diminue les temps de résidence par un facteur 2 à 3 (Raich et Schlesinger, 1992). Dans le détail, de très nombreux modèles sont proposés. Les fonctions de thermodépendance des modèles semblent être les lois les plus valides (Jenkinson et al., 1991 ; Parton et al., 1987 ; Lloyd et Taylor, 1994). Il n'est pas attendu de loi unique en raison d'effets, dont l'expression sera variable, de la température sur les processus abiotiques : l'adsorption sur les phases minérales par exemple. L'effet de la température se traduit géographiquement par des stocks élevés dans les zones d'altitude importante, et dans les régions boréales et arctiques. Citons aussi les tourbières qui ont la particularité d'accumuler d'énormes quantités de carbone organique, parfois durant plusieurs milliers d'années.

Texture du sol, minéralogie

La teneur en argiles des sols diminue les vitesses de biodégradation et augmente donc le stockage (Feller et al., 1978 ; Oades, 1995). La teneur en argile fait varier les temps de résidence et les stocks de carbone dans la gamme 1 à 2,5 (Arrouays et al., 1999). Ceci est dû à l'adsorption des composés organiques et aux différents processus de protection physique des matières organiques (revue de Balesdent et al., 2000). La teneur en particules grossières (sables, graviers) pourrait également jouer un rôle indirect en raison de son effet sur la porosité accessible à l'air et aux micro-organismes (Koutika et al., 1999). En raison de leurs surfaces spécifiques différentes, les minéraux argileux ont des capacités variées à adsorber les substances humiques.

La résistance aux attaques microbiennes des complexes organo-minéraux décroît dans le sens Allophanes >> Argiles 2:1 >> Argiles 1:1. L'une des conséquences est un stockage important dans les sols d'origine volcanique. Torn et al. (1997) émettent l'hypothèse que l'effet de la minéralogie sur le stockage en carbone des sols est du même ordre de grandeur que celui du climat ou de la végétation.

Certaines hypothèses (Hassink, 1996 ; Hassink et Witmore, 1997) font état d'un potentiel de stockage "maximal" qui serait lié non pas à la capacité de protection elle-même, mais à son degré de saturation par la matière organique. De fait, ces auteurs montrent sur une gamme de sols que le stockage de C dans les fractions fines est proportionnel à la taille de ces fractions. Cette théorie est sans doute applicable pour le carbone adsorbé sur les fractions fines, elle ne l'est certainement pas pour le carbone total du sol : en effet, des stockages très importants peuvent être observés sur des sols peu argileux, pour des usages générant des flux de C forts (prairies permanentes, forêts).

Humidité des sols, potentiel d'oxydo-réduction

L'humidité du sol favorise la biodégradation et fait varier les temps de résidence du carbone dans un rapport 1 à 2, de sec à saturé. Les expressions de l'effet de l'humidité sont variées (Rodrigo et al., 1997). Il est attendu que les vitesses de biodégradation soient moins élevées en anaérobiose, mais peu d'études ont quantifié l'effet de la pression partielle d'oxygène ou du potentiel redox. Les accumulations de carbone ne sont observées qu'en sols inondés. Le blocage de la dégradation de la lignine en absence d'oxygène est invoqué. L'activité biologique et la minéralisation maximale seraient obtenues pour une saturation en eau de la porosité de l'ordre de 50 à 70% (Doran et al., 1990 ; Scott et al., 1996).

pH du sol, cations du sol

Les conséquences de la modification du pH du sol, par chaulage, sur la minéralisation du carbone sont parfois invoquées. Le pH en tant que tel n'affecte que peu l'activité moyenne de minéralisation, même si les populations microbiennes concernées varient. Par exemple, la vitesse de décomposition de feuilles d'épicéas n'est pas modifiée par un chaulage amenant le pH (KCl) du sol de 3,5 à 5,4 (Smolander et al., 1996). En revanche, le chaulage de sols acides et alumineux (pH<4) peut, en augmentant la cristallinité des formes de l'aluminium, libérer les matières organiques coprécipitées avec l'aluminium libre. Mais, inversement, le remplacement de H⁺ par Ca²⁺ sur la capacité d'échange peut favoriser l'insolubilisation des composés organiques et leur préservation dans le sol. L'effet du pH n'est sûrement pas univoque et reste probablement faible dans les sols non alumineux et dans le domaine 5-8. A Versailles, des parcelles d'essai ont été maintenues sans culture et soumises à des apports massifs de CaO, CaCO₃, ou à aucun apport, depuis 1928. La teneur initiale en carbone était de 16 mg.g⁻¹, elle prenait en 1991 des valeurs peu différentes : 6,6, 7,4 et 6,2 mg.g⁻¹, pour des pH de 8,6, 8,3 et 5,5 dans ces trois traitements respectivement (G. Veneau, communication personnelle).

Éléments nutritifs

L'apport d'azote peut augmenter temporairement la vitesse de biodégradation du carbone du sol quand l'élément azote est limitant pour les micro-organismes et quand les débris végétaux à C/N élevé représentent une part importante de ce carbone (Molina et al., 1990). Ce processus peut avoir un effet sur le déstockage de carbone en forêt et prairies. Il n'est pas attendu dans les sols cultivés d'effets importants de l'apport d'éléments nutritifs (voir 2.2.5).

Faune

L'activité des vers de terre peut modifier les temps de résidence du carbone, principalement par des facteurs indirects (fragmentation et brassage de la matière organique du sol). Cette activité a été décrite comme augmentant ou diminuant la vitesse de minéralisation du carbone du sol.

Si les vers consomment une petite partie, facilement biodégradable, du carbone ingéré ; le reste apparaît protégé de la biodégradation, par association avec les particules minérales et protection physique au sein des déjections (Martin, 1989). La culture intensive réduisant les populations de vers, il y a là un élément encore à explorer pouvant expliquer la baisse des réserves organiques associée à la mise en culture.

2.1.1.6. Dynamique du carbone et répartition verticale

La définition d'une profondeur de référence est problématique dans la question du stockage de carbone dans les sols. En effet, l'injection de carbone par la végétation est principalement superficielle, même s'agissant des racines. Cependant le carbone va migrer progressivement, essentiellement par des effets de brassage du sol par la faune ou par le labour, si bien que *le carbone stocké ou déstocké se déplace au cours du temps*. En Europe, le stock de carbone dans 0-100 cm est environ 1,4 à 1,8 fois plus élevé que le stock à 0-30 cm (Arrouays et al., 2001). Les profondeurs concernées par la plupart des études dynamiques du carbone des sols sont sur 0-20 cm ou 0-30 cm. Les mesures de variations de carbone en profondeur sont virtuellement inexistantes, faute de sensibilité. Un risque de biais des modélisations est d'extrapoler les paramètres calés sur 0-20 cm à une profondeur supérieure.

Quelques études ont quantifié conjointement le mouvement et la dégradation du carbone (Figure 2-5). Il ressort de celles-ci que, sous climat tempéré, l'horizon 0-30 cm contient plus de 80% des quantités de carbone renouvelées (mises en jeu) en 20 à 50 ans. (O'Brien et Stout, 1978 ; Elzein et Balesdent, 1995 ; Balesdent et al., 2000). Ces chiffres seraient différents sous climat tropical, où le mouvement du carbone est plus rapide, et les profondeurs des sols supérieures. Il n'est pas exclu que certaines pratiques de gestion des sols conduisent à la minéralisation de carbone profond, par des effets indirects sur le pédoclimat (drainage, compaction, etc.). Réciproquement, les apports de fumiers ont parfois été décrits comme incorporant du carbone en profondeur. La biodégradation du carbone est a priori aussi effective en profondeur qu'en surface, voire plus, sauf en conditions anoxiques, ou dans le cas de coprécipitation du carbone avec des phases minérales.

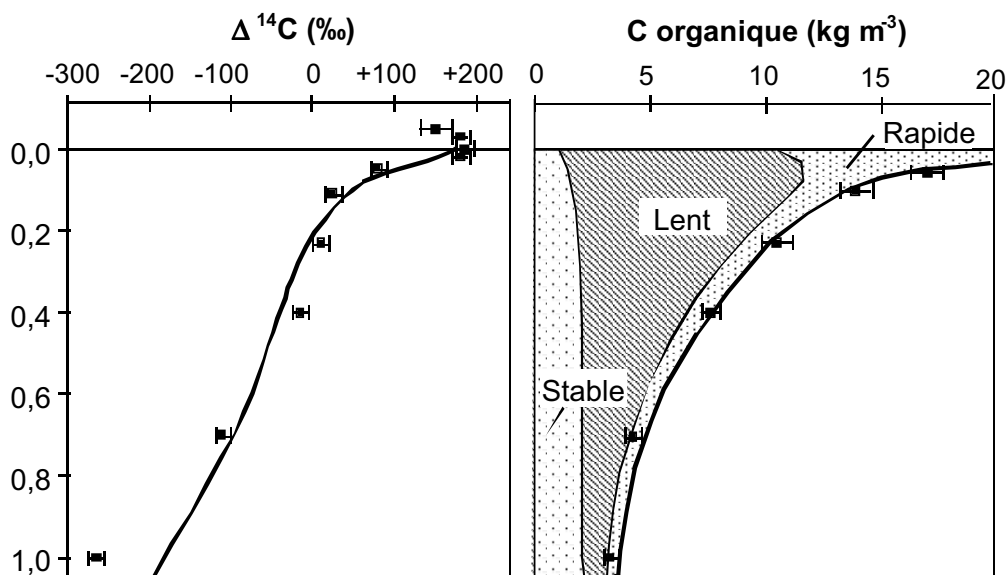


Figure 2-5. Répartition verticale des concentrations en carbone, de l'activité ^{14}C et des temps de résidence du carbone dans un sol forestier de l'Île-de-France. La profondeur est exprimée en mètres.

A gauche : répartition verticale de la radioactivité spécifique ^{14}C , en 1993. Les $\Delta^{14}\text{C}$ positifs rendent compte de l'incorporation du ^{14}C d'origine thermonucléaire des années 1960. Le maximum est retrouvé dans le bas de la litière (horizon d'âge moyen 10 ans). L'activité ^{14}C à 1 m correspond à un âge apparent ^{14}C de l'ordre de 2 500 ans. A droite : interprétation dynamique de ce profil dans un modèle associant biodégradation et mouvement. Le carbone est apporté à la surface par les feuilles et en profondeur par les racines. Il est ensuite déplacé par l'activité de la faune (bioturbation) et par entraînement gravitaire. Le modèle répartit ce carbone en trois compartiments. Le plus rapide a un temps moyen de résidence de 5 ans et n'a que peu migré. Le compartiment lent a un temps moyen de résidence de l'ordre de 100 ans et a été largement incorporé en profondeur. Le dernier, quasiment stable (temps moyen de résidence >5 000 ans) a eu le temps d'être uniformément réparti. Les points correspondent à l'observation et les courbes à la simulation. D'après Elzein et Balesdent, 1995.

2.1.1.7. Compartimentation et fractionnement du carbone organique des sols

Une préoccupation majeure et permanente de l'étude du carbone organique des sols est de décomposer la boîte noire 'matière organique', c'est-à-dire de diviser l'ensemble en sous-ensembles à comportement et à propriétés homogènes, et de relier ces sous-ensembles entre eux (Lal et al., 2001).

De par leurs caractéristiques variées et multiples, on peut dire que l'espace des matières organiques est un espace à très nombreuses dimensions (Balesdent, 1997). De très nombreux types de découpages peuvent donc être utilisés. La *chimie* par exemple propose quelques-unes de ces dimensions : celle des groupements fonctionnels du carbone (carboxyle, alkyle, etc.), celle des monomères (acides aminés, oses, phénols, etc.), celle des molécules, celles des structures macromoléculaires, etc. La *localisation* des composés par rapport à leur environnement, à toutes les échelles, offre d'autres dimensions : la même molécule peut être libre, adsorbée, dans une paroi végétale, dans un cytoplasme, dans une macromolécule humique ; elle peut être dans un pore, dans une déjection de ver, dans un agrégat ; elle peut être à 5 ou 50 cm de profondeur, etc. Les *propriétés* sont autant d'autres variables. De plus, chacune des dimensions évoquées en recouvre dans la réalité plusieurs, proches l'une de l'autre mais jamais totalement équivalentes : celle de la *représentation mentale ou conceptuelle* (par exemple, les carboxyles, ou le carbone des bactéries du sol), et celles de leurs *approche analytique* (dosage titrimétrique, bande infra-rouge ou pic de RMN pour l'exemple des carboxyles, diverses extractions ou estimations de biomasse bactérienne).

La *dynamique* et la *cinétique* de décomposition ou de transformation du carbone (probabilité d'être biodégradé ou transformé en un temps donné) est la dimension importante pour la prévision du devenir du carbone. Nous rapportons ici les méthodes séparatives qui visent à approcher les compartiments dynamiques évoqués plus haut, et peuvent être utilisés pour la modélisation (Lal et al., 2001; (Balesdent, 2000). Les méthodes isotopiques ont eu ici un apport essentiel.

- ***Nature chimique et séparations chimiques***

Schématiquement, on peut dire qu'il n'y a pas correspondance entre nature chimique des matières organiques et dynamique (Golchin et al., 1995 ; Balesdent, 1996). Ceci est dû à plusieurs raisons. D'une part les monomères organiques sont communs aux polymères végétaux ou microbiens initiaux, décomposables, et aux substances humiques ultimes, récalcitrantes. D'autre part, ce sont essentiellement les oxydations, peu spécifiques, et non pas seulement les hydrolyses, qui dégradent les molécules organiques (sauf en milieu anoxique où les lignines sont préservées). Enfin, la localisation (protection physique) prédomine sur la nature pour le devenir des molécules (Oades, 1995). Ainsi, les sucres du sol ne sont pas des molécules jeunes, et les acides aminés comptent parmi la classe des composés carbonés les plus âgés (Gleixner et al., 2002). Réciproquement, les macromolécules les plus résistantes aux hydrolyses drastiques, s'avèrent relativement labiles et dégradables dans les sols (Poirier et al., soumis). Concernant les fractions définies par solubilité en milieu acide et basique (acides fulviques, humiques et humine) ou par solubilité dans l'eau, les quelques études qui ont réellement mesuré leur dynamique révèlent que ces classes ne correspondent pas à des entités dynamiques.

- ***Estimation de la biomasse microbienne***

La masse de carbone des micro-organismes vivants du sol peut être mesurée en routine (Chaussod et al., 1986). C'est un indicateur utile, sensible aux changements de statut du sol, qui peut être utilisé pour caler les modèles (Jenkinson et Rayner, 1977). Cependant, cette masse correspond à une partie

majoritaire de micro-organismes dormants ou peu actifs et une partie minoritaire de micro-organismes actifs. Plusieurs méthodes enzymatiques, ainsi que la *respirométrie en conditions standardisées*, permettent de mesurer l'activité biologique ou respiratoire du sol.

- **Fractions granulométriques et densimétriques**

Ces méthodes (Feller, 1978 ; revue de Christensen, 1992 ; Loiseau, 1996) consistent à disperser le sol dans l'eau avec une énergie maîtrisée, puis à séparer les particules selon leur taille par tamisage humide, ou selon leur densité, par vitesse de sédimentation différentielle dans l'eau, ou dans une solution organique ou aqueuse dense.

Il est clairement établi que les matières organiques grossières, de plus en plus fréquemment dénommées *matières organiques particulières (MOP)* correspondent à des matières à renouvellement rapide (quelques années, figure 2-6). Il s'agit essentiellement de débris des parties structurales des végétaux (structures ligno-cellulosiques à C/N élevé). Les MOP ne contiennent pas les matières microbiennes ou métaboliques très labiles, qui ne sont pas séparables des matières colloïdales à renouvellement lent. Les MOP > 0,05 mm représentent couramment 10 à 20% du C du sol superficiel. Elles sont un bon indicateur des compartiments structuraux végétaux des modèles de dynamique du carbone organique des sols (Balesdent, 1996 ; Feller et al., 2001). Cependant leur utilisation dans ce but nécessite des références et un calage régional. De par leur réponse rapide (quelques années) au changement de dynamique du carbone, la quantification des matières organiques particulières est utilisée par de nombreux auteurs pour anticiper l'évolution du carbone total, qui, elle, s'étalera sur des dizaines d'années.

Force est de constater qu'en dehors des fractions citées, il n'existe pas actuellement d'indicateur opérationnel des propriétés dynamiques ou des classes dynamiques du carbone organique des sols.

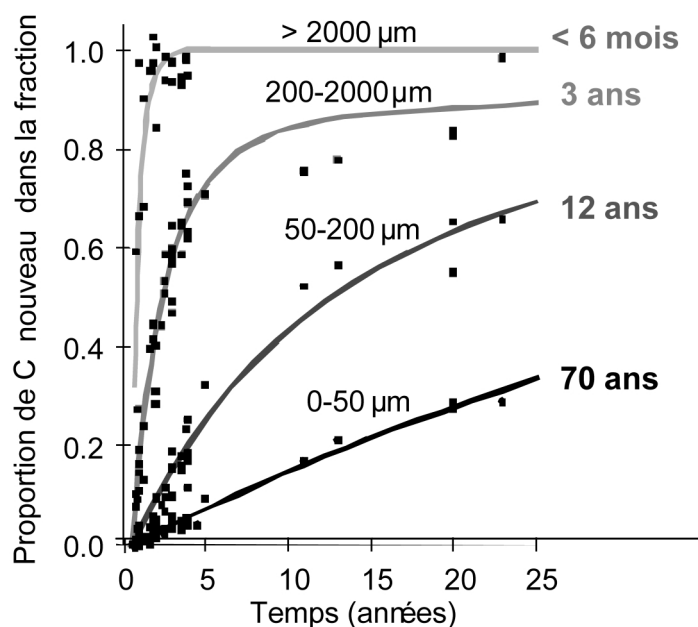


Figure 2-6. Cinétique de renouvellement des fractions granulométriques du carbone organique de sols cultivés en maïs. Les trois fractions > 50 µm sont des matières organiques particulières (MOP). La fraction < 50 µm est organo-minérale et représente 85% du C du sol. A droite est indiqué l'âge moyen des fractions. Mesure par la méthode abondances naturelles en ¹³C (d'après Balesdent, 1996).

2.1.2. Possibilités et limites de la modélisation

(J. Balesdent)

2.1.2.1. Intérêt des modèles

La modélisation de la dynamique du carbone est un outil fondamental de l'estimation des variations réelles et potentielles des stocks de carbone des sols. Les modèles sont cinétiques à la base, mais au-delà ils sont une description multivariable des stocks de carbone des sols, où le temps est une des variables explicatives parmi les autres (type de sol, climat, production et usage des terres).

Leur utilisation est indispensable pour les raisons suivantes. Devant la très grande variété des situations (sols x climats x usages) de par le monde, le nombre d'observations de variations de stocks est largement insuffisant et le sera longtemps. Devant la lenteur des processus, très peu d'expériences ont pu être conduites sur des durées appropriées. Le modèle est donc *outil d'interpolation spatiale ou temporelle entre les observations*. Devant le très grand nombre de variables explicatives de la dynamique du carbone, l'analyse d'une situation doit être multivariable. Par exemple, augmenter la production carbonée de la végétation augmentera le carbone entrant, mais modifiera également le statut hydrique du sol, donc le carbone sortant. Ce dernier point dépend du climat et du type de sol, et il n'est pas attendu une réponse univoque du stock de carbone à l'augmentation de production.

La modélisation est donc outil d'interpolation entre les observations, et d'extrapolation à des situations non encore explorées, et de prévision pour l'avenir.

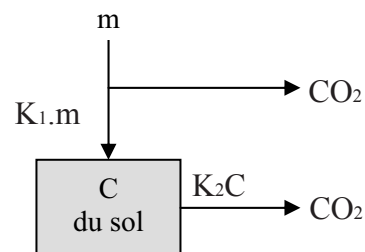
2.1.2.2. Le modèle de Hénin et Dupuis (1945)

C'est historiquement, la première modélisation de l'évolution du carbone des sols. Le modèle est très utilisé en France depuis les années 1960. Il est également enseigné systématiquement en agriculture et agronomie, sous le nom de "calcul du bilan humique".

Encadré 2. Le modèle de Hénin et Dupuis

Le modèle de Hénin et Dupuis (1945) répartit le carbone des sols en un seul compartiment. Trois paramètres décrivent le fonctionnement :

- la quantité d'apport de carbone au sol m ($\text{tC} \cdot \text{ha}^{-1}$);
- la proportion K_1 de cet apport qui entre dans le compartiment sol, le reste étant supposé être minéralisé instantanément; K_1 est dit coefficient isohumique.
- le coefficient de destruction de la matière organique K_2 (an^{-1}). La minéralisation suit une loi d'ordre 1.



En régime stationnaire, la quantité de carbone s'établit à $C_s = K_1 m / K_2$. En régime transitoire, le carbone évolue selon $C(t) = C_s - [C_s - C_0] \exp(-K_2 t)$, avec C_0 carbone initial.

Les valeurs des paramètres sont décrites par Rémy et Marin-Lafèche (1976). Des tables de valeurs indiquent par type de culture les restitutions moyennes, aériennes ou souterraines (m), le coefficient isohumique (K_1) propre à chaque production végétale ou à chaque amendement (fumiers, etc.). Le coefficient K_2 est déterminé par la teneur en argiles et en calcaire du sol.

L'utilisation systématique d'un tel modèle, comme son enseignement dans le secondaire, est unique dans le monde à notre connaissance. Le modèle a fourni entre autres à tous les expérimentateurs sur les matières organiques des sols un cadre de planification des expériences et un mode d'expression des résultats, qui aboutissent à des résultats largement plus exploitables que les seuls chiffres de teneurs en matière organique consécutifs à un essai donné. La France possède ainsi un grand nombre de données expérimentales et de références sur les effets des pratiques agricoles sur le stockage de carbone du sol, qui lui permet d'éviter de projeter des données étrangères.

Le modèle de Hénin et Dupuis est opérationnel. Certains auteurs lui ont apporté quelques améliorations : introduction d'un compartiment supplémentaire de carbone stable, minimisation du rôle du calcaire, mise à jour de la production m . Une amélioration à apporter est de rendre K_2 dépendant du climat.

2.1.2.3. Modèles pluri-compartimentaux

Les principaux modèles utilisés actuellement ont été évalués par Powlson et al. (1996). Ils sont disponibles dans le réseau SOMNET. Leur utilisation dans le domaine agricole est discutée par Mary et Guéris (1994). Dans le détail, les modèles varient en fonction de l'objectif recherché, selon qu'il s'agit de synthèse des connaissances ou de prévision, de carbone ou d'azote, de la simulation d'une saison ou d'un siècle. Les modèles les plus utilisés dans la problématique du stockage de carbone sont le modèle britannique de Rothamsted ROTHC (Jenkinson et Rayner, 1977) et son clone nord-américain CENTURY (Parton et al., 1987). Les deux ont été appliqués à la problématique du cycle global du carbone depuis de nombreuses années (Jenkinson et al., 1991 ; Parton et al., 1993). CENTURY a eu depuis sa création de très nombreux développements, contient des modules de simulation de production primaire, du cycle de N, du carbone soluble, et demande un nombre très important de données d'entrée. CENTURY et ROTHC sont libres. ROTHC peut fonctionner sur tableur.

Il existe des alternatives à la modélisation compartimentale, comme la "continuous litter quality theory" des Suédois Bossata et Ågren (1991). Ceux-ci définissent le carbone dans un espace à trois dimensions : quantité, temps et qualité. La variable "qualité" y est définie en fait par l'aptitude à la biodégradation. Le carbone du sol ou d'un substrat y est représenté par un spectre continu de qualité, avec une moyenne, mais aussi une dispersion ; la biodégradation se traduit par une diminution de la qualité moyenne et une augmentation de la dispersion. Cette théorie, intéressante mais difficile à manipuler, est en fait une métathéorie dont les modèles à n compartiments sont un cas particulier, celui d'une distribution discrète de la qualité, en n états.

2.1.2.4 Principales caractéristiques du modèle ROTHC

Le carbone y est réparti en cinq compartiments. La définition de ces compartiments est de type mathématique, répartissant les matières organiques selon leurs durées de vie et les flux qui les relient entre eux, et recouvrant en même temps des conceptions naturalistes fonctionnelles (par exemple, les décomposeurs du sol). Chaque compartiment suit une cinétique de décomposition du premier ordre. Les constantes de vitesses nominales sont affectées par un facteur multiplicatif, dépendant des facteurs du milieu : température, humidité, texture du sol et couverture végétale/usage, ces deux derniers rendant compte de la protection physique. Les deux premiers compartiments (DPM et RPM) sont alimentés par la mort des végétaux et la rhizodéposition.

Les produits de décomposition de chaque compartiment forment du CO₂, des constituants microbiens (BIO) et des matières organiques à décomposition lente (HUM), en proportions dépendant de la teneur en argiles. Le sol contient aussi des matières organiques stables à l'échelle du millénaire (IOM). Ces compartiments ne sont pas tous isolables. Seuls RPM et BIO peuvent être approximés par des méthodes analytiques. RothC a été validé dans des systèmes céréaliers français (Balesdent, 1996).

Encadré 3. Compartiments, entrées et sorties de ROTHC

Compartiments (0-25 cm)	Temps moyen de résidence nominal
Decomposable Plant Material (DPM)	1,2 mois
Resistant plant material (RPM)	3,3 ans
Microbial Biomass (BIO)	1,5 an
Humified and protected matter (HUM)	50 ans
Inert organic carbone (IOM)	infini

Données d'entrée

- Etat initial des compartiments
- Absence/présence de couvert végétal
- Flux d'apports carbonés au sol
- Rapport DPM/RPM de l'apport
- Teneur en argiles du sol
- Température moyenne mensuelle de l'air
- Déficit hydrique mensuel

Données de sortie

- Stock de carbone du sol, taille des compartiments, biomasse microbienne, respiration.

2.1.2.5. Principales difficultés rencontrées dans l'utilisation des modèles

Outre le problème de l'accessibilité aux données d'entrée, le modélisateur voulant prévoir ou décrire l'évolution du stock de carbone d'un sol est toujours confronté à deux obstacles :

- L'estimation de l'état initial des compartiments

Si le carbone total peut être mesuré facilement, aucun compartiment n'est accessible à l'analyse. En particulier l'évolution est très sensible à la taille du compartiment stable (IOM). La meilleure procédure consiste à faire générer, par le modèle lui-même, l'état initial correspondant au carbone total observé, d'après l'historique du site (inputs et gestion des sols). Le problème est moins crucial pour décrire le différentiel entre deux situations.

- L'estimation des flux entrants

En particulier les flux souterrains, racines et rhizodéposition ne sont jamais connus. Si les flux entrants des cultures peuvent être inférés des rendements, c'est plus difficile concernant les systèmes à végétation prairiale ou pérenne. L'utilisation de modèles couplés sol/végétation permet de simuler les apports de matière organique au sol dans le cas des végétations pérennes comme les prairies.

On peut attendre quelques défauts de ces modèles, qui demandant de la prudence :

- la discrétisation des temps moyens de résidence des compartiments donne une mauvaise estimation des évolutions aux durées intermédiaires "entre" les temps moyens de résidence des compartiments (par exemple à 50-100 ans en milieu intertropical, ou à 4-8 ans en France) ;

- le régime hydrique du sol a un poids important dans les modèles. Le modificateur hydrique est probablement la fonction la moins bien calée des modèles ;

- la linéarité implicite (stocks proportionnels aux flux) est probablement abusive.

En résumé: ces modèles permettent une bonne évaluation de l'évolution cinétique du carbone, de la respiration, des variations saisonnières, des différentiels entre situations, mais une évaluation faible des stocks de carbone dans l'absolu.

2.1.3. Conséquences agronomiques et environnementales du stockage de carbone dans les sols agricoles

(C. Chenu)

La mise en œuvre de pratiques stockantes peut avoir des conséquences environnementales positives ou négatives, soit du fait de l'augmentation du stock de carbone, et donc de la teneur en matières organiques des sols, soit du fait des pratiques elles-mêmes, indépendamment des matières organiques. Sont ici examinées les conséquences positives ou négatives d'une augmentation des stocks de carbone des sols. Les matières organiques ont un rôle de premier plan dans la fertilité des sols et dans le devenir des polluants dans l'environnement. Elles sont donc considérées comme un des éléments essentiels de la qualité des sols (Carter, 2001). Si le rôle des matières organiques est crucial, peu d'éléments permettent de le quantifier. Il reste donc difficile d'évaluer le bénéfice, en termes économiques, d'une gestion des matières organiques des sols.

2.1.3.1. Effet sur les propriétés chimiques des sols

Les matières organiques contribuent à la capacité de rétention des sols, et donc à la réserve en éléments nutritifs du sol. Il s'agit d'un effet positif des matières organiques, important dans les sols pauvres en argiles. La CEC des matières organiques est d'un ordre de grandeur de 250 centimoles par kg de C (Curtin et Rostad, 1997 ; Thompson et al., 1989 ; Tessier et al., 1999).

Une augmentation de la teneur en carbone du sol d'une valeur de 1 à 2% est susceptible d'augmenter la CEC de 25% dans un sol limoneux, et plus dans un sol sableux. Des outils existent pour prévoir l'évolution de la CEC des sols en fonction de la teneur en C des sols, mais le bénéfice économique reste difficile à apprécier.

Les matières organiques ont d'importantes capacités de fixation de polluants organiques (pesticides, HAP) (par exemple : Calvet, 1989) et minéraux (métaux lourds) (par exemple : Juste, 1993). Les matières organiques ayant un rôle privilégié dans la fixation des pesticides, des outils de prévision de la rétention des pesticides par les sols ont été proposés. Des relations quantitatives ont en effet été établies, pour différentes familles de pesticides, entre la solubilité ou le coefficient de partage octanol-eau du pesticide et son coefficient de distribution dans le sol, normalisé par la teneur en carbone du sol ($K_{oc} = K_d/OC$) (Calvet, 1989).

En raison de leurs propriétés complexantes, les matières organiques fixent les métaux, qu'elles retiennent dans le sol si elles sont insolubles (Mc Grath et al., 1988), mais dont elles peuvent aussi favoriser la mobilité dans le cas de ligands solubles (Lamy et al., 1994 ; Cambier & Lamy, 1999). Il n'existe pas aujourd'hui d'outils de prévision de la rétention des métaux par le sol en fonction de leur teneur ou du type de matière organique.

Cette réactivité chimique des matières organiques est "négative" en termes de qualité du sol, puisqu'elle entraîne une augmentation de la teneur en polluants du sol, et "positive" en termes de

qualité de l'eau. Cependant le bénéfice, ou l'impact négatif, de cette réactivité n'est pas à ce jour évalué.

2.1.3.2. Effet sur les propriétés physiques des sols

Les matières organiques ont des effets globalement positifs sur les propriétés physiques des sols, effets dont l'amplitude dépend de la texture du sol.

Lorsque la teneur en C des sols augmente, la porosité totale du sol augmente et la densité apparente diminue. Des outils de prévision sont disponibles pour certains contextes pédoclimatiques (Rawls, 1983 ; Da Silva et al., 1997). L'utilisation de la fonction de pédotransfert de Da Silva et al. (1997) montre qu'une augmentation de la teneur en C de 1 à 2% dans un sol limoneux diminue la densité apparente de 0,08 Mg.m³ environ (soit une diminution relative de 6%). La rétention d'eau augmente avec la teneur en C des sols (Bauer et Black, 1992 ; Kay et al, 1997 ; Hudson 1994). Ceci peut générer une augmentation de la réserve utile (teneur en eau à la capacité au champ - teneur en eau au point de flétrissement permanent) (Hamblin et Davies, 1977 ; Schonning et al., 1994), mais pas toujours (Bauer et Black, 1992 ; Zebarth et al, 1999). En utilisant la fonction de pédotransfert de Kay et al. (1997), on montre que la réserve utile augmenterait de 18% pour un sol limoneux dont la teneur en C passe de 1 à 2%. Cette augmentation ne sera que de quelques % pour un sol argileux, mais atteindra 30% de la réserve utile en sol sableux.

Par ailleurs, les matières organiques améliorent la résistance de la structure du sol à des stress externes, tels que ceux développés par des engins agricoles (compaction), ou par l'eau (désagrégation). La résistance des sols vis-à-vis de la compaction est positivement corrélée à leur teneur en carbone et des fonctions de pédotransfert ont été développées (par exemple : Soane, 1990 ; Guérif et Faure, 1979 ; Ball et al., 1996).

La capacité des agrégats du sol à résister à l'action désagrégante de l'eau ou stabilité structurale augmente avec la teneur en carbone des sols. Le diamètre moyen pondéré des agrégats stables ou le taux d'agrégats stables augmentent en général linéairement avec la teneur en carbone des sols (par exemple : Channey et Swift, 1984 ; Haynes et al., 1991). Par exemple, en sol limoneux, une augmentation de 1 à 2% de teneur en carbone de l'horizon de surface du sol détermine une augmentation de 70% du diamètre moyen pondéré des agrégats stables (en utilisant les régressions développées par Le Bissonnais et Arrouays, 1997 ; Chenu et al., 2000). Ceci correspond à un changement de classe de susceptibilité des sols à la formation de croûte de battance (de sol instable avec apparition de croûtes de battance fréquente à sol moyennement stable et apparition de croûtes modérée) (Le Bissonnais et Arrouays, 1997). Cependant, on ne dispose pas aujourd'hui d'outils permettant d'estimer la stabilité de la structure des sols en fonction de la texture et de la teneur en carbone des sols.

Les matières organiques améliorent la résistance des sols vis-à-vis de l'érosion de deux manières : (1) en augmentant la stabilité des agrégats et (2) en protégeant la surface du sol dans le cas d'un mulch organique. Dans le premier cas, ce sont des matières organiques incorporées au sol qui sont actives. La stabilité de la structure dépend de la teneur en carbone de l'horizon de surface du sol. Dans le cas d'un mulch, les matières organiques actives sont situées en surface du sol, et les pertes en terre sont une fonction du degré de couverture du sol (Cogo et al., 1984 ; Edwards et al., 2000). Ce qui limite aujourd'hui l'estimation et la prévision du rôle des matières organiques est la connaissance de la relation entre la stabilité de la structure et l'érosion.

2.1.3.3. Fourniture d'éléments minéraux par minéralisation

Les matières organiques subissent dans le sol des transformations biologiques qui mènent à leur minéralisation et génèrent des éléments minéraux : azote, phosphore, soufre, potassium, oligo-éléments. Les matières organiques sont la principale source d'azote issu du sol, et l'une des sources majeures de phosphore. Les flux de minéralisation dépendent de facteurs extrinsèques (climat...), ainsi que des stocks organiques des sols et de la qualité des matières organiques. Les matières organiques sont ainsi une réserve d'éléments nutritifs, ce qui a un impact positif. Les éléments minéralisés sont pour certains des polluants potentiels (nitrates, phosphates), ce qui va dans le sens d'une conséquence environnementale négative des matières organiques.

Les matières organiques exogènes apportées au sol (lisiers, fumiers, boues résiduaires urbaines..) sont susceptibles de libérer des quantités importantes de nitrates et phosphates.

2.1.3.4. Abondance des populations vivantes et biodiversité

Les êtres vivants du sol y assurent un certain nombre de fonctions bénéfiques (création d'une porosité d'écoulement de l'eau par les vers de terre, fixation d'azote par les bactéries rhizobia). Les organismes vivants du sol étant hétérotrophes pour la plupart, ils dépendent des matières organiques comme source d'énergie. La taille des populations vivantes, y compris la biomasse microbienne, augmente donc avec la teneur en carbone des sols (Gregorich et al., 1997). Les pratiques qui permettent une augmentation des teneurs en C s'accompagnent d'une augmentation des populations de vers de terre (Haynes et al., 1993 ; Doube et Schmidt, 1997 ; Fraser, 1997 ; Mele et Carter, 1999), de la microfaune (protozoaires, nématodes) et de la mésofaune (acariens, insectes) (Gupta, 1997). La biodiversité des organismes vivants du sol est considérée comme une propriété à maintenir, pour des raisons patrimoniales, mais aussi parce que la biodiversité garantirait une meilleure stabilité des écosystèmes aux perturbations (Altieri, 1999). La nécessité de maintenir la biodiversité relève donc aujourd'hui plutôt d'un pari, que de faits établis. De plus, peu d'études ont abordé des relations entre stocks organiques des sols et biodiversité, et les résultats sont très fragmentaires. Les modes d'occupation ou pratiques culturales augmentant la teneur en matières organiques des sols augmenteraient la diversité des populations de vers de terre (Peres et al., 1998) ou de microfaune (Gupta, 1997 ; Bracho et al., 1999). En ce qui concerne les micro-organismes, la diversité phénotypique est plus grande dans des sols riches en matière organique (Degens et al., 2000 ; Gomez et al., 2000 ; Yan et al., 2000), la diversité génotypique également (Ovreas et Torsvik, 1998), mais les données actuelles apparaissent très insuffisantes pour conclure.

Conclusions

L'effet des matières organiques est globalement positif sur un certain nombre de propriétés élémentaires. Cependant :

- peu de modèles (fonctions de pédotransfert) permettent de façon fiable de relier la teneur en C des sols ou la qualité des matières organiques, aux propriétés élémentaires des sols, qu'il s'agisse de propriétés physiques, chimiques ou biologiques ;
- on manque d'outils pour relier des valeurs de propriétés élémentaires à un bénéfice ou un inconvénient en termes agronomiques ou environnementaux et donc pour établir un bilan environnemental ;
- l'évaluation économique n'est donc pas possible à ce jour.

2.1.4. Mesure des stocks de C des sols et des flux de CO₂ échangés avec l'atmosphère

(D. Arrouays, C. Jolivet, J.F. Soussana)

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de mesure indirecte fiable des stocks de C des sols. Toute estimation doit reposer sur des mesures ponctuelles, réalisées sur des prélèvements dans le sol. Les changements de stocks de matière organique dans les sols sont difficiles à mesurer à cause de leur forte variabilité de répartition dans les trois directions du volume "sol", ainsi qu'à cause de l'ordre de grandeur des stocks, qui est en règle générale nettement supérieur à celui des variations mesurables sur un pas de temps court. A ces considérations, s'ajoutent celles concernant la méthode analytique retenue, qui, variant dans le temps et selon les laboratoires, est susceptible de biaiser des comparaisons à long terme.

2.1.4.1. Variabilité spatiale

Verticalement, les stocks de C des sols présentent un gradient de la surface vers la profondeur. Ce gradient peut parfois être très accusé, en particulier en sol forestier (Arrouays et Péliissier, 1994a ; Elzein et Balesdent, 1995 ; Bernoux et al., 1998). Enfin, la répartition verticale des stocks peut être affectée par des changements dans le temps des valeurs de densité apparente du sol (par exemple, sous l'effet de tassements), ou par des redistributions liées au travail du sol. Ces constatations amènent les conséquences suivantes :

- les mesures fondées sur de faibles profondeurs de prélèvement sous-estiment largement des stocks totaux,
- les répétitions temporelles de mesures à profondeur constante peuvent être affectées d'un biais lié à la variation des densités apparentes ou à une redistribution du C dans des couches plus profondes que celles mesurées.

Pour s'abstraire de ces conséquences, nous recommandons : (i) de réaliser les mesures sur des profondeurs suffisantes, en prenant au moins toujours en compte l'ensemble des couches travaillées et l'horizon sous-jacent (Jolivet et al., 2002a) et (ii) de raisonner les comparaisons à masse minérale de sol équivalente. Ce dernier raisonnement peut être obtenu soit a) en réalisant les prélèvements dans des strates successives de faibles épaisseurs dont on calcule la masse minérale de sol, ce qui permet de raisonner ensuite le choix des profondeurs à comparer (Arrouays et Péliissier, 1994b), soit b) en utilisant, après le prélèvement, des calculs destinés à corriger les estimations sur la base d'une masse minérale comparable (Ellert et Bettany, 1995).

Nombre d'études publiées dans la littérature ne remplissent pas ces conditions, et sont par conséquent parfois fortement biaisées, ou du moins difficilement interprétables.

Ceci tient en partie au fait que beaucoup d'essais de longue durée n'ont pas été conçus à l'origine pour estimer le stock total de carbone, cette problématique étant relativement nouvelle. Enfin, lorsque l'on désire analyser les résultats de la littérature, beaucoup de travaux sont inutilisables à cause de la faible profondeur analysée ou du manque de données concernant la densité apparente, ou encore difficilement comparables du fait de modalités d'échantillonnage différentes.

Les débats persistent concernant les avantages et les inconvénients de l'échantillonnage par horizon pédogénétique ou par strates d'épaisseur fixe. De nombreux arguments militent toutefois en faveur des strates d'épaisseur fixe à la condition que ces épaisseurs soient réduites (i.e. inférieures ou égales à celles des horizons) et que la nature des horizons dont ils proviennent soit identifiée. Le prélèvement par horizon est critiquable (à l'exception des horizons holorganiques de surface) en raison, (i) de la subjectivité de la délimitation entre horizons, (ii) de la faible signification de la notion même d'horizon vis-à-vis de la dynamique et des profils de carbone, (iii) de la difficulté de caractériser correctement des gradients en utilisant une méthode fondée sur l'étude de "tranches" de sol découpées a priori et d'épaisseurs variables.

Latéralement, les stocks de C des sols présentent une forte variabilité spatiale. Ceci se traduit généralement par de forts coefficients de variation, à toutes les échelles de mesure. Ces stocks ne sont de plus pas répartis aléatoirement, mais présentent des structures spatiales liées à l'organisation dans l'espace des différents paramètres intrinsèques ou extrinsèques du sol qui les contrôlent. Ce constat amène plusieurs conséquences concernant l'estimation de ces stocks.

1) Les évaluations de stocks réalisées à partir d'échantillonnages sur de vastes espaces sont entachées d'une très forte incertitude. Il convient d'en retenir un ordre de grandeur, mais d'accorder une confiance très relative au chiffre avancé.

Les évaluations mondiales des stocks de C des sols varient du simple au double, selon les sources bibliographiques et les modes de calcul. La plupart des auteurs s'accordent cependant sur un ordre de grandeur de l'ordre de 1 500 à 2 000 milliards de tonnes pour le premier mètre (par exemple : Batjes, 1996 ; GIEC, 2000).

Ces incertitudes des estimations sur de vastes espaces proviennent en grande partie du faible nombre de données disponibles, mais aussi du mode de spatialisation des données, qui peut être réalisé de différentes façons (estimations statistiques par type de sol, par type de biome, par combinaisons type de sol x type de végétation ou d'usage, par interpolations géostatistiques). En comparant différents modes de calcul à des échelles emboîtées, Cerri et al. (2000) montrent sur l'Amazonie brésilienne des estimations sensiblement différentes, et qui sont surtout associées à des incertitudes très variables selon la méthode.

2) Les dispositifs de suivi temporel *in situ* (monitoring) doivent prendre en compte la forte variabilité spatiale locale du C afin de mettre en place des plans d'échantillonnage permettant soit (i) de s'en abstraire (blocs, carrés latins, nombreuses répétitions, réduction de la surface suivie (Figure 2-7, Jolivet et al., 2002a), soit (ii) de la prendre en compte dans une analyse spatio-temporelle des évolutions (par exemple : Jolivet et al., 2002b) ce qui nécessite une très forte densité d'échantillonnage et un géoréférencement précis des prélèvements.

La Figure 2-7 présente le dispositif retenu pour la mise en place du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (Jolivet et al., 2002a). La surface d'échantillonnage est restreinte et fait l'objet d'un géoréférencement précis. A chaque date de mesure, 25 échantillons sont prélevés (numérotés 1 pour la première date, 2 pour la deuxième, etc.), ce qui permet d'assurer une précision inférieure à 5% sur l'estimation d'une valeur moyenne de la placette (voir Figure 2-9).

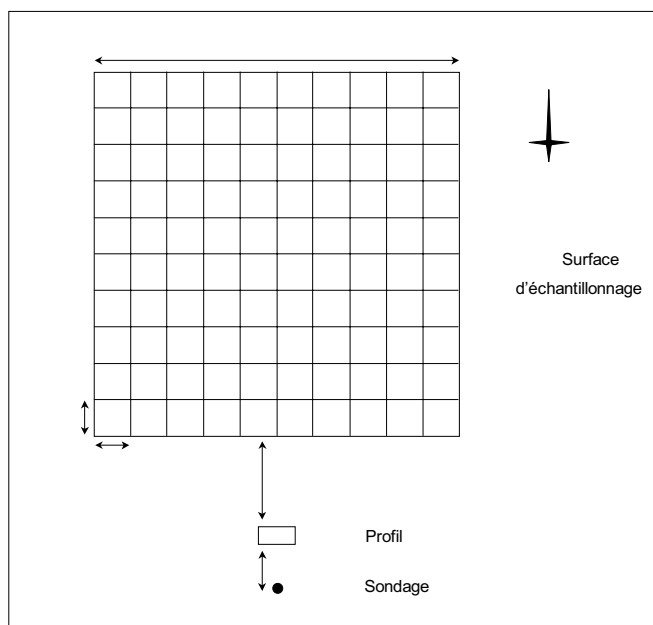


Figure 2-7. Stratégie d'échantillonnage des sites du Réseau de mesure de la qualité des sols de France. Les placeaux numérotés 1 sont prélevés lors de la première campagne, les placeaux numérotés 2, 5 ans après, etc.

Si l'on désire analyser les évolutions spatiales en même temps que les évolutions temporelles (Figure 2-8), un dispositif plus élaboré est nécessaire, plus coûteux en temps de prélèvement, et de coûts d'analyse et de traitements.

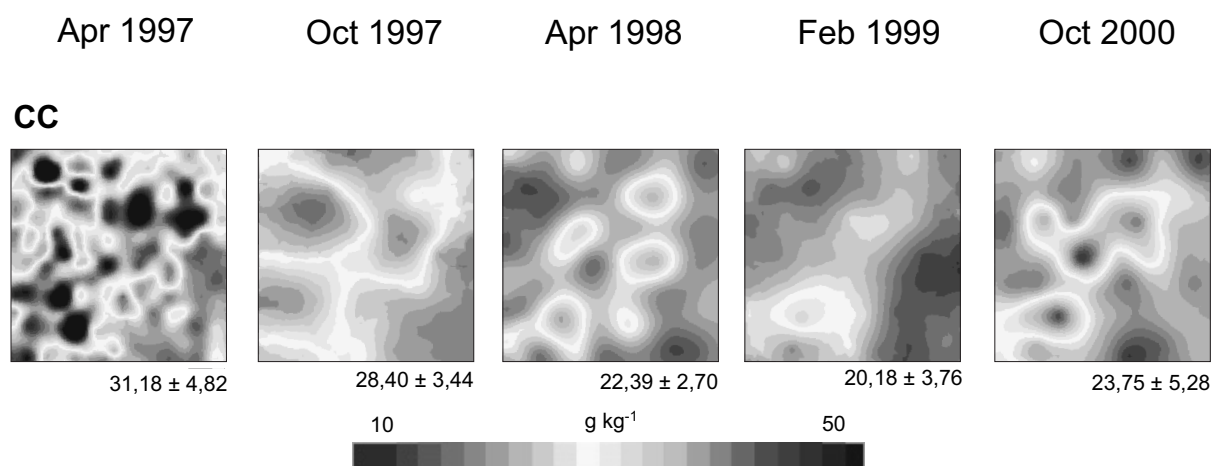


Figure 2-8. Evolution du C (0-30 cm) d'un sol forestier des Landes de Gascogne soumis à une coupe rase sur une surface d'un hectare. Interpolations géostatistiques à partir d'un échantillonnage aléatoire stratifié de forte densité, d'après Jolivet et al. 2002b.

L'exemple ci-dessus permet de mettre en évidence des dynamiques différentes au sein d'une surface réduite, et a permis de les relier à des conditions de stocks initiaux et de régimes hydriques variables au sein d'une parcelle. Il illustre bien la difficulté de suivre, même sur une surface relativement réduite, la dynamique du carbone, si l'on n'a pas au préalable défini les échelles de variabilité de cette caractéristique afin de déterminer le plan d'échantillonnage optimal.

3) Les chronoséquences réalisées *a posteriori* (par exemple sur des forêts d'âges différents, ou bien des mises en culture plus ou moins anciennes) doivent également prendre en compte les sources

éventuelles de variabilité spatiale. A cette difficulté peut se surimposer dans les chronoséquences longues la question d'une évolution temporelle des facteurs contrôlant la dynamique du carbone (par exemple, évolution de la productivité liée au climat ou aux techniques et variétés).

2.1.4.2. Ordre de grandeur des stocks et de leur variabilité temporelle

La variabilité des stocks étant forte, et leur ordre de grandeur largement supérieur aux variations temporelles sur des durées courtes, il n'est généralement pas possible de détecter des changements relatifs inférieurs à 5% (Nabuurs et al., 2000).

En restreignant la surface afin de diminuer la variabilité spatiale, et en multipliant le nombre de mesures, il est possible de s'approcher de ces valeurs. Nous donnons à titre d'exemple un essai réalisé en situation de variabilité extrême des stocks de carbone (sols sableux des Landes de Gascogne). En restreignant la surface à un carré de 20 mètres de côté (dispositif de type RMQS, Jolivet et al., 2002a), la précision obtenue est de 5% pour un nombre de points de mesures de l'ordre de 20 (Figure 2-9).

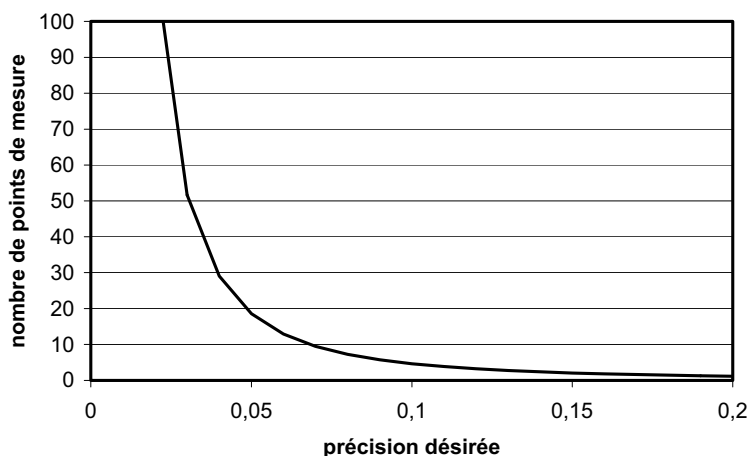


Figure 2-9. Nombre d'échantillons nécessaires sur une parcelle de 400 m² caractérisée par une très forte variabilité spatiale des stocks de C, en fonction de la précision désirée sur la moyenne.

Techniques de mesure en laboratoire

Ce point est crucial lorsqu'on s'intéresse à la qualité de données obtenues sur des suivis ou des évaluations à long terme. Les méthodes de mesure dites de "combustion sèche" sont celles qui sont réputées extraire la plus grande partie du C. Les méthodes de "combustion humide" comme celle de Walkley-Black ou Anne, extraient des quantités moindres qui varient selon des valeurs de 70% (principalement pour les sols tropicaux) à des valeurs très proches de celles obtenues par combustion sèche pour les sols tempérés (95% pour les sols sableux des Landes de Gascogne, Jolivet et Arrouays, 1997). Certains termes de passage entre les résultats de différentes méthodes ont été proposés (par exemple : Nelson et Sommers, 1982 ; Lowther et al., 1990 ; Wang et al., 1996 ; Jolivet et al., 1998). En tout état de cause, cette évolution liée à la technique utilisée milite en faveur d'une conservation des échantillons de façon à pouvoir les ré-analyser si cela est nécessaire.

Comme le C total des sols varie lentement, d'autres indicateurs de l'évolution de compartiments plus sensibles peuvent être appliqués pour détecter de façon précoce des tendances évolutives (i.e. matières organiques particulières, sucres, enzymes, biomasse microbienne, carbone minéralisable).

Ces indicateurs permettent une vision plus précoce des tendances et renseignent sur la qualité des matières organiques. Une revue générale en a été faite par Gregorich et al. (1995) ; une revue spécifique aux sols forestiers a également été réalisée par Ellert et Gregorich (1995).

Conclusions

L'ensemble des considérations ci-dessus incite à la plus grande prudence concernant la généralisation des résultats de la littérature. En effet, ce type de généralisation nécessite de comptabiliser des surfaces et des pratiques associées (cf. 4.3.), ce qui génère une première forte incertitude. A cette incertitude s'ajoute la question de l'incertitude des évolutions constatées sur des sites ponctuels, et surtout la question du domaine de validité de l'extrapolation de résultats ponctuels à des surfaces. Force est de constater que les suivis de longue durée, correctement renseignés et ayant fait l'objet de prélèvements raisonnés et de traitements statistiques approfondis, sont extrêmement rares : la tentation est alors, (i) soit d'utiliser un grand nombre de données dont la certitude n'est pas établie, (ii) soit de généraliser les quelques résultats ponctuels indiscutables à des sols ou des situations climatiques pour lesquels ils ne s'appliquent pas forcément.

Dans tous les cas, la limitation principale vient du faible nombre de suivis de longue durée et du trop faible investissement en matière d'échantillonnage et de traitement des données. On constate en particulier que la plupart des modèles utilisés sont fondés sur les mêmes jeux de données de calibration et de validation.

2.1.4.3 Mesure des flux de CO₂ entre les sols agricoles et l'atmosphère

Il existe une gamme de méthodes permettant de mesurer directement des flux de CO₂ des surfaces continentales à différentes échelles, depuis des échelles inférieures au mètre carré jusqu'aux échelles continentales (chambres de mesures au sol, tours de mesures de flux, mesures aéroportées...).

A l'échelle globale et continentale, des techniques de modélisation inverse permettent de calculer des flux de CO₂ émis ou absorbés par les surfaces continentales à partir de mesures de concentration aéroportées ou en altitude. Ces méthodes estiment les flux nets, mais ne permettent pas de séparer photosynthèse et respiration.

A l'échelle de la parcelle (1 km) la méthode des fluctuations turbulentes permet de déterminer les flux de CO₂ échangés avec la surface grâce à des mesures sur des sites équipés de tours pour placer les capteurs à plusieurs mètres au dessus du couvert végétal. Dans l'Union Européenne, cette technique est maintenant largement développée sur des couverts forestiers (28 sites recensés par CarboEurope). Elle commence à être utilisée en prairie (9 sites, dans le projet européen GreenGrass coordonné par l'INRA de Clermont-Ferrand, qui fait partie de CarboEurope). En revanche, le développement de ces mesures de flux pour les cultures annuelles (3 à 5 sites) est encore nettement insuffisant. Cette méthode mesure les flux nets (NEE), mais en sélectionnant les mesures nocturnes, on peut estimer le flux de respiration totale (autotrophe et hétérotrophe). A cause de la faible turbulence nocturne, il faut corriger les mesure de flux par la méthode des fluctuations turbulentes par les termes de stockage entre le sol et l'instrument de mesure, et les respirations nocturnes sont très incertaines.

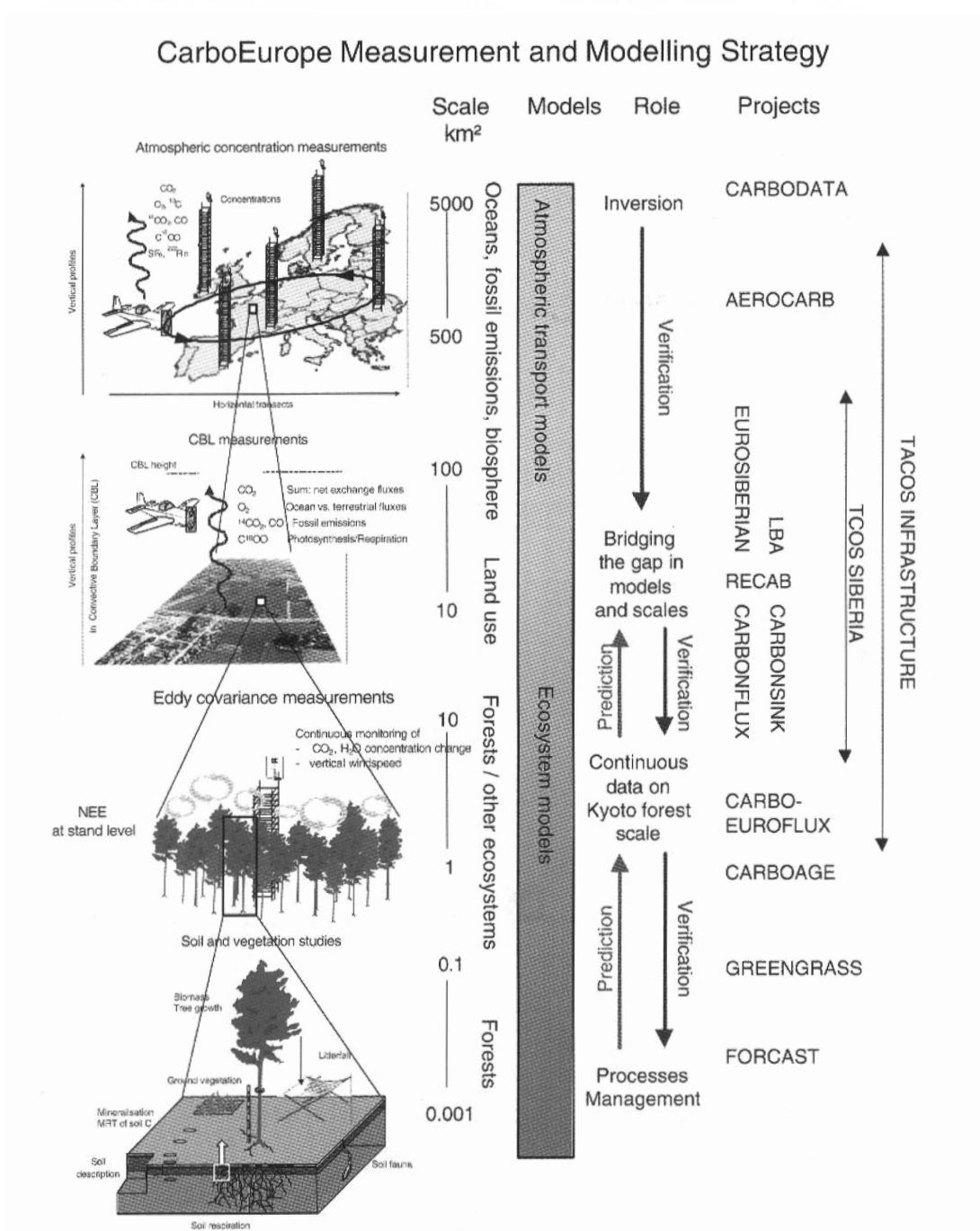


Figure 2-10. Méthodes de mesure des flux de CO₂ à différentes échelles utilisées dans le cluster de projets européens "CARBOEUROPE".

Relativement peu de sites permettent une comparaison entre modes d'occupation des sols. On peut citer à cet égard les premiers résultats du travail mené au Danemark par le Risoe National Laboratory (Pilegaard et Otto Jensen, 2002). Les échanges de CO₂ ont été mesurés en continu en 1999 par la méthode des fluctuations turbulentes sur trois sites voisins correspondant à : une forêt mixte de hêtres et de conifères, une prairie temporaire fauchée deux fois par an et un champ de blé. Sur une base annuelle, la productivité nette de l'écosystème était la plus élevée sur la prairie (5 tC.ha⁻¹), suivie par la culture de blé et par la forêt (2,7 et 2,2 tC.ha⁻¹, respectivement). La couverture végétale continue au cours de l'année de la prairie expliquait apparemment sa plus forte productivité primaire, comparée à celle de la forêt dominée par des feuillus et de la culture annuelle.

Il faut souligner toutefois que le bilan du carbone échangé avec l'atmosphère ne correspond pas directement aux variations de stock de carbone du sol et ceci pour trois raisons :

- il inclut l'accumulation de carbone dans les parties aériennes (bois, etc.),
- il inclut les exportations de carbone organique de la parcelle (récoltes),
- il n'inclut pas les apports de carbone organique (fumier, lisier...).

De premières estimations du puits biosphérique de carbone du continent européen ont été fournies par le cluster de projets européens "CarboEurope" en comparant deux approches :

- une approche basée sur des mesures troposphériques des flux de CO₂ fournissant une estimation de 0,7 GtC par an,
- une approche basée sur des inventaires forestiers (et négligeant donc les autres surfaces que les forêts) qui a fourni une estimation basse de l'ordre de 0,2 à 0,3 GtC par an.

On peut mesurer directement le flux de respiration des sols par des chambres à flux ouvertes ou fermées. Ce flux inclut la respiration autotrophe des racines et la respiration hétérotrophe des sols. Pour séparer les deux, il est possible, dans les cas où les signatures isotopiques de ces deux compartiments diffèrent, d'utiliser l'isotope ¹³C du CO₂ respiré.

Si ces méthodes permettent de mettre en évidence certains puits ou sources de carbone entre la biosphère continentale et l'atmosphère à ces différentes échelles, elles ne sont donc pas directement interprétables en termes de flux hors ou vers le compartiment sol au sens strict. En revanche, lors de la première période d'engagement du protocole de Kyoto (2008-2012), les mesures prises pour stocker du C dans les agro-écosystèmes seront comptabilisées (par des méthodes d'inventaire) et devront être vérifiées par une méthode indépendante. C'est à ce niveau que se situe l'enjeu des mesures de flux de CO₂ : fournir à l'UE une méthode indépendante de vérification de l'évolution de son puits biosphérique de CO₂. Enfin, il faut remarquer que les mesures de flux sont les seules permettant une évaluation des échanges concernant les gaz à effet de serre autres que le CO₂.

2.1.5. Estimations publiées des stocks actuels de carbone dans les sols agricoles français

(D. Arrouays)

Les stocks de carbone dans les sols sont en constante évolution sous l'effet de facteurs naturels (climat, végétation, teneur en argile et caractéristiques hydriques du sol...) et anthropiques (impacts locaux des usages des sols...). De cette combinaison de facteurs résulte une forte variabilité spatiale de ces stocks. Ainsi, toute tentative de bilan global, ou de suivi de leur évolution, doit nécessairement prendre en compte cette dimension spatiale.

La nécessité de développer des outils d'estimation adéquats est d'autant plus forte que la population de sols, au sens statistique, est très faiblement échantillonnée. Les estimations des stocks sont classiquement fondées sur des calculs statistiques réalisés par unités cartographiques. Ces unités cartographiques peuvent concerner uniquement le sol, ou bien faire appel à des combinaisons sol/végétation.

2.1.5.1. Méthodologie d'estimation des stocks

Pour réaliser une telle estimation sur la France, nous avons réuni dans une base de données géoréférencées l'ensemble des données ponctuelles concernant les stocks de carbone des sols du territoire. Nous produisons des estimations spatialisées des stocks de C des sols de France et nous réalisons leur évaluation globale sur le territoire.

Nous avons réalisé une extraction et une mise en forme de toutes les données ponctuelles (environ 19 000 mesures) géoréférencées sur le carbone des sols disponibles dans des bases de données :

- la base de données DONESOL développée dans le cadre du programme Inventaire, Gestion et Conservation des Sols. Nous avons retenu les profils qui comprennent au moins les données de carbone de l'horizon superficiel et la variable argile ;
- la base du réseau RENECOFOR. Nous avons récupéré les coordonnées et les données pédologiques des 102 placettes forestières ;
- la base du Réseau Européen de suivi des Dommages Forestiers. La base de données géoréférencées et les calculs de stocks de C ont été intégrés dans notre base. Cette base présente l'avantage d'être géographiquement "non biaisée" du fait de sa constitution à partir d'une grille régulière (16x16 km, 540 points) ;
- la base de données d'analyses d'horizons de surface (labour) de sols agricoles (ANADEME) en cours de constitution à l'INRA d'Orléans, dans le cadre d'une convention avec l'ADEME portant sur les teneurs en métaux lourds des sols agricoles de France ;
- la base de données géoréférencées d'analyses de terre de l'ISA de Lille.

Au total, nous utilisons ici plus de 19 000 données géoréférencées sur le carbone des sols de France.

• *Profondeur prise en compte*

Pour calculer les stocks de C sur une base comparable dans toutes les situations, nous avons intégré ces derniers sur une **profondeur de 30 cm.**, et sur les horizons organo-minéraux, à l'exclusion de la litière sous forêt. Les raisons de ce choix sont les suivantes :

- nous avons privilégié les stocks susceptibles d'être significativement influencés par un changement d'usage. Il a en effet été montré que ces variations de stocks s'exprimaient essentiellement dans les couches de surface ;
- nous avons voulu adopter une base de comparaison commune aux diverses situations. Compte tenu du nombre relativement faible d'analyses de C pour les horizons profonds, des calculs comparatifs sur de plus grandes profondeurs auraient eu une faible signification ;
- nous n'avons pas pris en compte les stocks contenus dans la litière humique de surface. Ces stocks, composés essentiellement de matière organique peu évoluée, sont en effet relativement peu stables et susceptibles d'évoluer rapidement sous l'effet de pratiques sylvicoles (par exemple, éclaircie, coupe-rase) ou lors d'un changement d'usage. Une estimation des stocks contenus dans les humus forestiers est par ailleurs disponible dans le rapport de Belkacem et al. (1998), ainsi que dans des articles de Dupouey et al. (1999) et Pignard et al. (2000).

• *Estimations des densités apparentes*

Pour calculer un stock, il est nécessaire de rapporter les teneurs pondérales en C à un volume donné en utilisant la densité apparente.

- Lorsque cette dernière était *disponible* (i.e. mesurée) nous avons retenu le chiffre mesuré.

- Lorsque cette dernière était *estimée* dans les bases de données fournies (i.e. certains profils de la base "Réseau Européen de suivi des dommages forestiers"), nous avons retenu cette estimation établie à partir de régressions (Belkacem et Nys, 1998).

- Lorsque les données n'étaient ni disponibles, ni estimées :

. pour les sols forestiers, nous avons utilisé des estimations fondées sur les régressions développées par Belkacem et al. (1998),

. pour les terres cultivées, les prairies et les vignes et vergers, nous avons tenté – sans résultat significatif – d'établir des régressions selon un principe similaire. De fait, les horizons supérieurs de ces sols ayant le plus souvent subi l'action des outils et/ou du piétinement, il n'existe plus de relation stable entre les paramètres constitutifs de ces horizons et leur densité apparente. Aussi avons-nous affecté à ces horizons la valeur moyenne de densité apparente calculée dans chacune de ces trois situations (terre arable, prairie, verger).

Les calculs ont été réalisés couche par couche, en tenant compte d'une correction relative aux éléments grossiers, puis intégrés sur la profondeur 0-30 cm. Lorsque l'une des couches analysées (z_A à z_D) présentait des profondeurs d'apparition (z_A) et de disparition (z_D) respectivement inférieure et supérieure à 30 cm, nous avons estimé le stock de la couche z_A par simple règle de trois :

$$\text{stock}(z_A-30) = \text{stock}(z_A - z_D) * (30 - z_A) / (z_D - z_A)$$

2.1.5.2. Premières estimations statistiques des stocks

Compte tenu des observations formulées plus haut, nous avons calculé pour chacune des combinaisons sol/occupation, et lorsque le nombre d'observations le permettait, les paramètres statistiques classiques (moyenne, médiane, écart-type, coefficient de variation, quartiles, minimum, maximum). Toutes les distributions se caractérisent par les propriétés suivantes :

- des coefficients de variation très élevés, le plus souvent compris entre 30 et 80%, mais pouvant dépasser 80% dans certains cas. Ces coefficients de variation montrent qu'en première approximation, en utilisant la loi de Snedecor et Cochran (1967), il faudrait en moyenne plus d'une centaine de mesures pour estimer la valeur moyenne d'une combinaison avec une précision de 10%. Ainsi, même si l'ordonnement des stocks des différentes combinaisons sol/occupation apparaît logique, il convient de relativiser la valeur absolue des chiffres produits pour les postes ayant peu d'échantillons ;
- des distributions dissymétriques de type Log-normales, légèrement étirées vers les valeurs fortes.

Nous avons réalisé des regroupements par type de sol, ou par type d'occupation, afin de mieux visualiser séparément les effets respectifs de ces deux déterminants.

- **Stocks de C selon les modes d'occupation**

Pour chaque occupation, une moyenne pondérée a été réalisée, en tenant compte de la surface relative de chaque type de sol, et réciproquement.

On constate sur la figure 2-11 l'effet majeur des types d'occupation.

Vignes et vergers se distinguent nettement par des stocks plus faibles : ces cultures se caractérisent par des restitutions organiques très faibles, et parfois par un désherbage généralisé ; il faut aussi garder à l'esprit que les vignes ne sont généralement pas établies sur n'importe quel type de sol et sous n'importe quel climat. Comme on pouvait s'y attendre, les terres arables sont caractérisées par des stocks relativement faibles également. Toutefois, ceci représente la première estimation statistique des stocks moyens en situation cultivée (43 tC.ha⁻¹). Il est remarquable de noter que notre estimation

moyenne est très voisine de celle (40 tC.ha⁻¹) de Balesdent et al. (1996). Les prairies et les forêts présentent des stocks extrêmement voisins, proches de 70 tC.ha⁻¹. Ce chiffre est également celui donné par Balesdent et al (1996) pour les forêts, mais est légèrement supérieur pour les prairies (67,5 tC.ha⁻¹ ici, contre 60 dans le rapport de Balesdent et al.). Quoi qu'il en soit, ces chiffres montrent que si l'on exclut la litière, le potentiel de stockage des sols pour ces deux utilisations (prairies et forêt) est extrêmement voisin.

Par ailleurs, la distinction feuillus/résineux ne permet pas de séparation nette en ce qui concerne le stockage dans la couche 0-30 cm. Ce dernier point avait été déjà noté par Belkacem et al (1998), qui montrent des différences importantes selon les espèces au sein des groupes feuillus et résineux.

Enfin, les stocks les plus importants sont présents dans les pelouses d'altitude et les zones humides, ce qui conforte la théorie générale sur l'effet de la température et de l'anoxie sur la minéralisation du carbone.

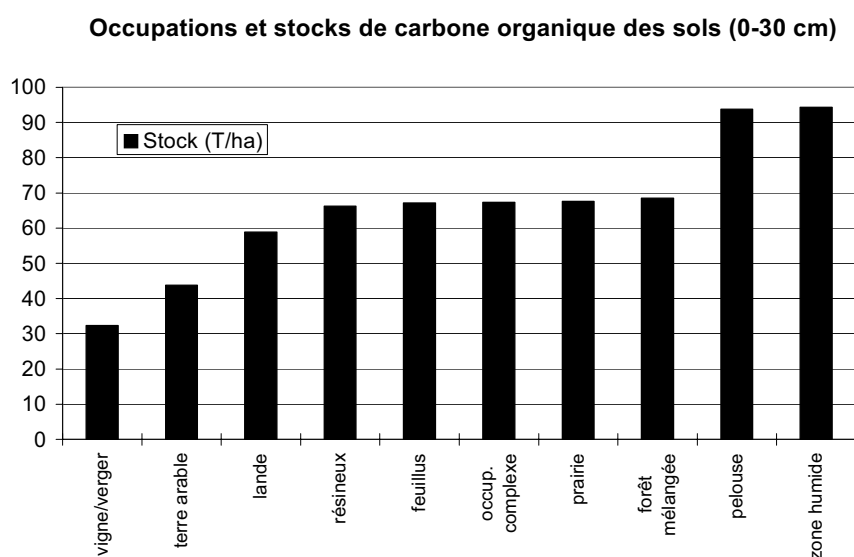


Figure 2-11. Stocks de carbone des sols et occupations du sol. Les stocks de carbone déterminés ne sont pas à l'équilibre avec l'occupation du sol, mais correspondent à des moyennes mesurées.

- **Stocks de C selon les types de sol**

Les évaluations de stock par type de sol sont présentées figure 2-12.

Les stocks les plus importants sont observés pour les situations les plus argileuses (vertisols, Solonchaks), hydromorphes (Gleysols, histosols), à allophanes (Andosols, Phaeozems), à climat froid (Rankers, et une partie des Andosols). A l'opposé, les stocks les plus faibles se rencontrent dans les situations où les teneurs en argile sont faibles (Arenosols, Podzoluvisols, Luvisols), ou dans le cas de sols squelettiques (Lithosols, Regosols).

Deux exceptions notables à ces règles liées aux teneurs en argile et à la profondeur sont observées :

- Les Rendzines, malgré leur faible profondeur et leur forte charge en éléments grossiers, présentent des stocks moyens. Il faut y voir un effet des fortes teneurs en calcaire sur la protection du carbone vis-à-vis de la minéralisation et/ou de l'érosion.

- A l'inverse, les Podzols, malgré leur teneur très faible en argile, sont également caractérisés par des teneurs moyennes. Il faut y voir probablement un effet de la proportion en forêt, ainsi que l'influence de l'acidité sur la limitation de l'activité microbienne, et celle d'une stabilisation chimique liée aux fortes quantités d'aluminium échangeable. Jolivet et al. (1997) ont ainsi montré dans les Landes de

Gascogne que les composés organiques des podzols présentaient une stabilité élevée en regard de la composition granulométrique des sols.

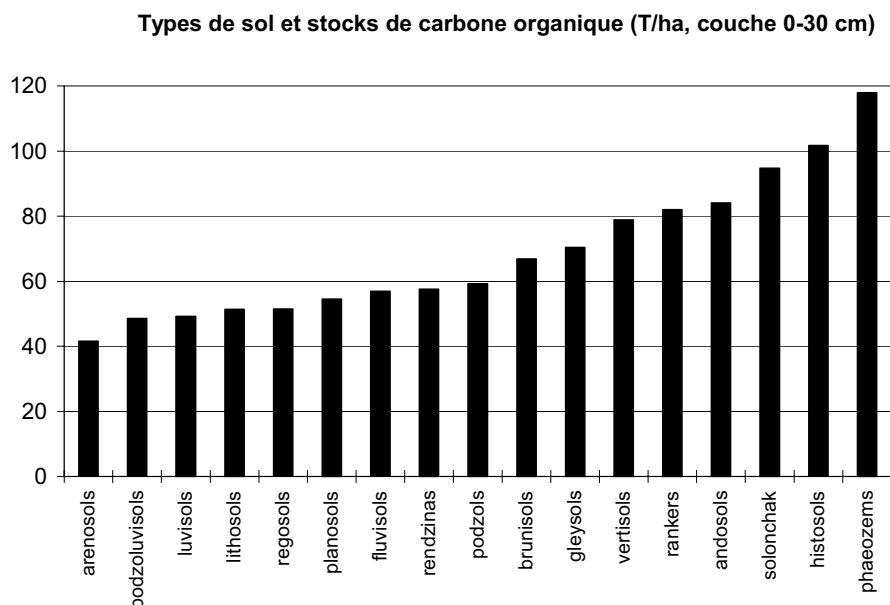


Figure 2-12. Stocks de carbone des sols et types de sol selon la classification des sols de la FAO

- **Premières estimations spatialisées**

Pour réaliser cette première estimation, nous avons affecté à chaque combinaison sol/occupation la valeur médiane calculée dans la base de données. Nous avons ensuite maillé le territoire sur la base d'une grille de pas 8x8 km. Sur chaque maille, nous avons calculé le stock par hectare en réalisant une règle de trois en fonction du pourcentage des occurrences concernées. Lorsque plus de la moitié de la maille n'était pas renseignée (zones artificialisées, mer, lacs, cours d'eau, et absence de données statistiques), nous avons affecté la valeur "données indisponibles" à cette maille. Dans le cas inverse, nous avons fait le calcul sur les zones renseignées uniquement.

Cette première approximation fait ressortir de grandes zones du territoire français ainsi que l'influence de quelques déterminants majeurs (Figure 2-13). Les stocks les plus faibles (< 40 t.ha⁻¹) sont observés en Languedoc-Roussillon, région fortement viticole et caractérisée par des climats chauds et des sols peu épais. On en observe également dans quelques zones de culture très intensive (Nord, Beauce Chartraine). Les stocks faibles (40-50 t.ha⁻¹) sont caractéristiques des grandes plaines de culture intensive de France ainsi que des sols limoneux plus ou moins dégradés (Luvisols et Podzoluvisols). On les observe dans tout le grand Bassin Parisien, une partie du Bassin Aquitain, la Chalosse et le Tursan, le Toulousain, le Languedoc et le Sillon Rhodanien. Les stocks moyennement élevés (50-70 t.ha⁻¹) sont caractéristiques des grandes régions forestières et/ou fourragères de France (Est, Bretagne et Normandie, Massif Central).

Les stocks les plus élevés correspondent à des situations climatiques (Alpes, Jura, Massif Central ; Pyrénées), et/ou pédologiques extrêmes (marais de l'Ouest, Andosols du Massif Central, delta du Rhône).

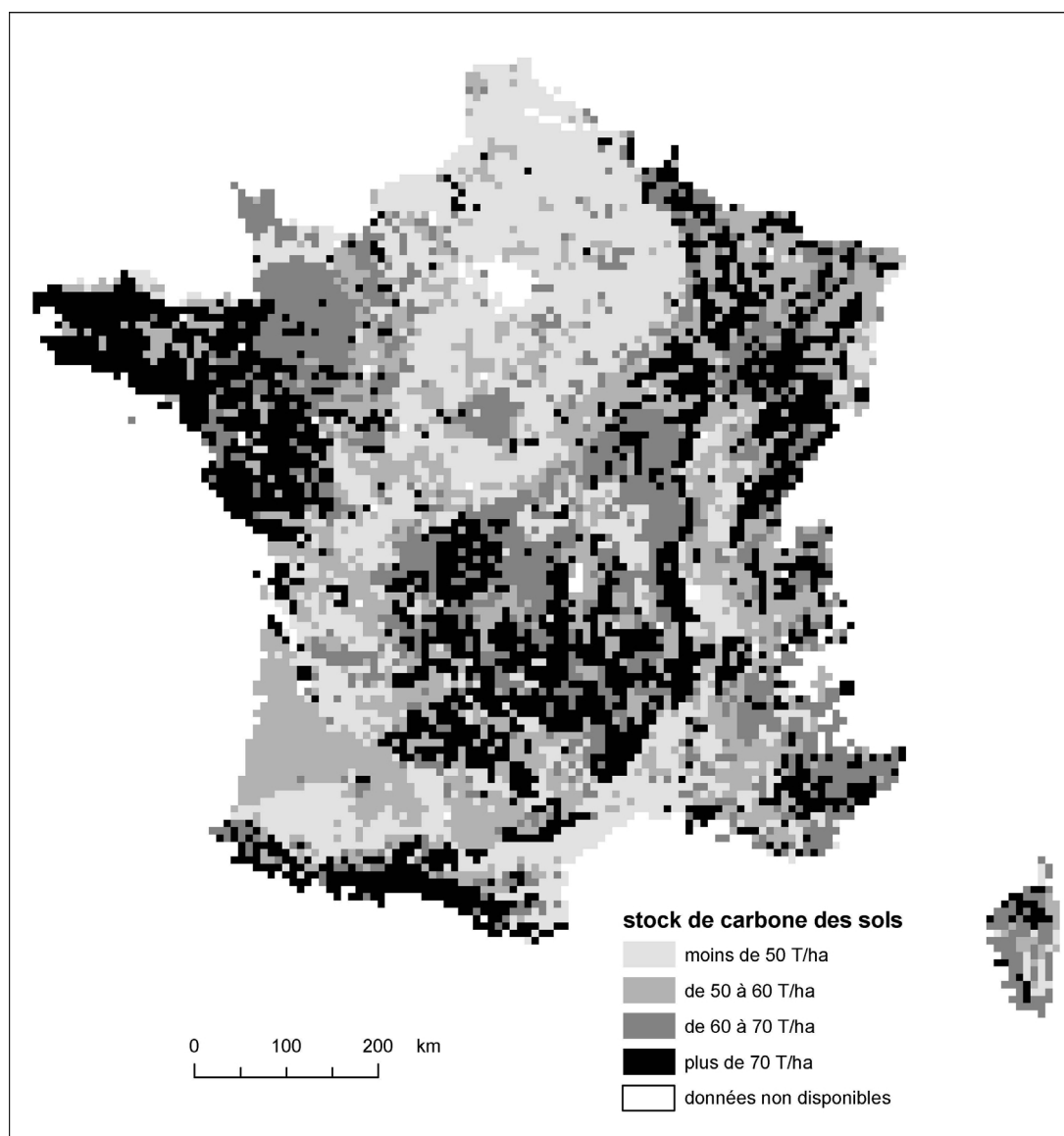


Figure 2-13. Distribution géographique du carbone organique dans les sols de France

- **Stock global du territoire métropolitain**

Les résultats de nos calculs ont été intégrés sur l'ensemble du territoire métropolitain, afin de fournir une première estimation du stock global des sols de France. **Le stock global estimé est de 3,1 PgC (soit 3,1 milliards de tonnes de carbone) pour l'ensemble du territoire métropolitain, et pour la couche 0-30 cm.** Ce chiffre est à comparer aux évaluations mondiales et aux évaluations des émissions en France.

Par rapport aux évaluations mondiales (1 500 à 2 000 Pg), le territoire français métropolitain représente 1/500 des stocks mondiaux. Remarquons que la densité de carbone moyenne en France ($62 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$) serait selon cette première estimation inférieure à la moyenne de la surface des continents, glace et désert exclus, de $115 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$. Il faut souligner que les estimations mondiales sont fondées sur un mètre de profondeur. Sur la même base, les stocks de France seraient sûrement augmentés (i.e. identiques pour les sols minces, mais pouvant être doublés pour les sols profonds). Les émissions de gaz carbonique en C (CO_2) en France sont estimées à environ 100 millions de tonnes (Tableau 1-2), soit 3,2% du stock dans les sols (PNLCCC, 2000). Une augmentation de ces stocks de 1,3 pour

mille/an permettrait de compenser 4% des émissions annuelles, soit l'équivalent des émissions de CO₂ d'origine agricole ou un quart environ de l'ensemble des émissions de GES du secteur agricole français. Ce dernier point justifie pleinement que l'on cherche à quantifier et à spatialiser les effets des changements d'usage ou de pratique sur ce stockage.

- ***Estimations des stocks de carbone dans les sols d'Europe***

Smith et al. (1997, 1998, 2000) ont réalisé une estimation des stocks de carbone organique des sols d'Europe. Ils évaluent le stock sur la couche 0-30 cm à environ 35 milliards de tonnes (34,64 PgC), dont 7,18 PgC seraient contenus dans les terres arables. Il existe toutefois un manque certain de données fiables et comparables pour réaliser ce type d'évaluation. Rusco et al. (2001) montrent des différences d'estimation notables selon les sources de données utilisées, les estimations pouvant varier du simple au double pour un pays. Une tentative d'harmonisation des données et des méthodes de calcul est actuellement réalisée par un groupe de travail du Bureau Européen des Sols (JRC, Ispra).

La tendance globale actuelle serait une augmentation de ces stocks, en particulier à cause de l'afforestation des terres agricoles. En revanche, de nombreuses terres arables seraient encore en phase de décroissance, en raison d'une dynamique liée à leur passé (anciennes prairies, terres déforestées...).

Loveland (cité par Rusco et al., 2001) montre en Angleterre une décroissance globale des stocks de carbone des sols, à la fois en terres arables et en prairies, en se fondant sur des mesures répétitives issues d'un réseau systématique suivi à 15 ans d'intervalle.

2.2. Surfaces agricoles, bilan de gaz à effet de serre et climat

L'effet net d'une surface agricole sur le climat ne se ramène pas facilement au bilan des échanges de CO₂ du sol avec l'atmosphère, et ce pour trois raisons :

- d'autres gaz que le CO₂ interviennent dans le bilan de gaz à effet de serre des surfaces agricoles,
- les systèmes de production agricole consomment des énergies fossiles et émettent par conséquent du CO₂,
- enfin, les échanges radiatifs du sol avec l'atmosphère peuvent agir directement sur le climat à l'échelle régionale et globale.

2.2.1. Les autres gaz à effet de serre en agriculture : le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O)

(J.C. Germon, C. Hénault)

Dans ce chapitre nous nous intéresserons principalement à CH₄ et à N₂O, qui sont après CO₂, les deux gaz traces d'origine biologique les plus fortement impliqués. Nous serons aussi amenés à parler des NO_x, qui sont indirectement impliqués à travers la production d'ozone troposphérique.

2.2.1.1. Caractéristiques spécifiques à CH₄ et N₂O

Le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O) sont 200 et 1 000 fois moins concentrés dans la troposphère que le gaz carbonique. Leurs coefficients de forçage radiatif dans les conditions actuelles ont été évalués environ 20 et 200 fois supérieurs à celui de CO₂ (GIEC, 1995), ce qui leur confère un PRG sur un siècle de 23 et 296 fois celui du CO₂ (Tableau 2-2). Les contributions de CH₄ et N₂O au forçage radiatif des gaz mélangés de façon homogène à la troposphère ont été évaluées respectivement à 19,8 et 6,1% à l'échelle du globe (GIEC, 2001).

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Concentration atmosphérique préindustrielle (ppmv)	278	0,7	0,275
Concentration atmosphérique en 1998 (ppmv)	365	1,745	0,314
Augmentation annuelle (ppm par an)	1,6	0,008	0,0008
Taux annuel d'augmentation (% par an)	0,4	0,6	0,25
Potentiel de réchauffement global (équivalents CO ₂)			
horizon : 20 ans	1	62	275
100 ans	1	23	296
500 ans	1	7	156
Durée de résidence dans l'atmosphère (années)	50-200	12	120

Tableau 2-2. Concentration, temps de résidence dans l'atmosphère, et potentiel de réchauffement global sur une base massique de CO₂, CH₄ et N₂O à différentes échelles de temps (GIEC, 2001).

La concentration atmosphérique en CH₄ a été multiplié par 2,5 depuis le début de l'ère industrielle ; sa durée de vie est cependant relativement courte (12 ans). La principale cause de la disparition du CH₄ est son oxydation chimique dans la troposphère par les radicaux OH et Cl. La quasi totalité des sources (450 Tg CH₄) est détruite par la capacité oxydante de l'atmosphère, de sorte que l'accroissement

annuel résulte d'une faible différence entre sources et puits. Si une source est altérée, cela se reflète immédiatement sur la tendance du CH₄. Les sources de CH₄ (Tableau 2-3) sont d'origine biogéniques à 70%, c'est-à-dire produites par des bactéries méthanogènes (rizières, zones humides, ruminants, décharges et traitement des eaux usées) et "thermique" à 30% (combustion de biomasse, extraction et distribution du charbon et du gaz naturel). Si la somme des sources est connue avec précision via le puits atmosphérique, les sources prises individuellement sont très incertaines (en particulier celles des zones humides et des feux de biomasse).

La teneur atmosphérique en N₂O est passée de 275 à 314 ppb au cours des deux derniers siècles, l'essentiel de cette augmentation s'étant produite depuis 50 ans. Sa durée de vie dans l'atmosphère est de l'ordre de 120 ans (Tableau 2-2). Le mécanisme majeur de son élimination est sa photodissociation par le rayonnement solaire dans la stratosphère, où il est impliqué dans la chimie de la couche d'ozone et sa décomposition.

2.2.1.2. Les émissions de CH₄

- *L'évaluation des émissions à l'échelle de la planète : la contribution des sols*

Les données actuelles établies à partir de l'estimation de la fonction puits de méthane et de l'augmentation annuelle de la concentration troposphérique permettent d'évaluer les émissions annuelles à près de 600.10⁶ t de CH₄ (Tableau 1-2) : les sources liées au sol sont principalement issues des zones humides (les wetlands anglosaxons, i.e. les sols recouverts d'eau une partie de l'année, comprenant à la fois les marécages, les ripisylves, les fossés de drainage, les zones de tourbières...), et des sols de rizières.

	Hein et al	Lelieveld et al
Sources naturelles		
Zones humides ("wetlands")	237	225 (b)
Termites		20
Océans		15
Hydrates de méthane		10
Sous total Sources Naturelles	237	270
Sources anthropiques		
Energie	97	110
Décharges	35	40
Ruminants	90 (a)	115
Traitement des déchets	(a)	25
Riziculture	88	(b)
Combustion de biomasse	40	40
Sous total Sources Anthropiques	350	330
Total des Sources	587	600
Accumulation (troposphère)	22	22
Puits		
Sols		30
Troposphère	489	510
Stratosphère	46	40
Puits totaux	535	580

(a) : émissions par le traitement des déchets incluses dans le poste ruminants

(b) émissions par les rizières incluses dans le poste zones humides

Tableau 2-3. Estimation des différentes sources et des puits de CH₄ au plan mondial, en Tg (ou 10⁶ t) de CH₄ par an (GIEC, 2001 ; d'après Hein et al, 1997 et Lelieveld et al, 1998). Convention : puits <0, source >0.

La contribution des sols aux émissions totales est ainsi estimée à 55% par Hein et al. (1997) ; elle n'est que de 45% pour Lelievre et al. (1998), et si l'on prend en compte les termites et la fonction puits du sol mentionnée par ces auteurs, cette contribution tombe à 38%, ce qui permet de souligner l'incertitude globale sur les différents postes de ce bilan. La contribution des sols cultivés comprend essentiellement les émissions par les rizières dont l'évaluation, à la suite de campagnes de mesures, a été ramenée de 80 à 40 Tg dans les dernières estimations du GIEC (Prather et Ehhalt, 2001).

- ***Les mécanismes impliqués dans la production de méthane***

La production de méthane par le sol est la résultante de deux transformations antagonistes, la méthanogenèse et la méthanotrophie, réalisées par deux microflore assez bien connues.

La méthanogenèse découle de la dégradation de la matière organique par une série de transformations microbiennes dont la dernière étape, anaérobie stricte, conduit au dégagement de méthane. La méthanotrophie est la capacité de certaines bactéries du sol à utiliser le méthane comme source de carbone et d'énergie. Cette transformation nécessite la présence d'oxygène : le méthane est alors transformé en constituants microbiens et en CO₂. Les microflore responsables de ces deux transformations cohabitent en général dans les mêmes sols et fonctionnent souvent simultanément dans des écosystèmes juxtaposés et différents par leur teneur en oxygène : la microflore méthanogène en zones anaérobies et la microflore méthanotrophe en zones aérobies. En conséquence, le méthane émis par le sol ne représente souvent qu'une faible part du méthane produit : Roger et al. (1999) rappellent que la fraction du méthane produit dans les sols de rizières ainsi réoxydée par la microflore méthanotrophe varie de 0 à 97%, avec des valeurs de 70 à 90% fréquemment citées, les émissions ne représentant donc que 10 à 30% des quantités produites.

- ***Les méthodes de mesures et d'évaluation des émissions et de la consommation de méthane par les sols***

Le méthane est un gaz facile à doser en chromatographie en phase gazeuse, en catharométrie ou en ionisation de flamme. Les émissions *in situ* à partir des milieux émetteurs, notamment les sols plus ou moins saturés en eau, sont généralement estimées à partir de l'accumulation de CH₄ dans des chambres statiques. La variabilité des capacités d'émission oblige à multiplier les mesures. On peut faire aussi appel à une méthode utilisant le radon comme traceur, ou utiliser le fluorure de méthyle comme inhibiteur de l'oxydation de CH₄, qui permet alors d'évaluer la capacité de production seule. Dans les milieux fortement émetteurs (sols de décharges), on peut aussi utiliser les méthodes micro-météorologiques.

Pour évaluer les émissions de méthane à partir d'un territoire déterminé, le GIEC propose des méthodes prenant en compte les différentes sources identifiées : pour les sols et plus spécifiquement pour les rizières, la méthode de base propose l'application de facteurs d'émission, définis expérimentalement, aux différentes unités de surfaces de comportement homogène (GIEC, 2000). L'émission évaluée à partir d'un espace déterminé est la somme des émissions des différentes unités spatiales ainsi définies.

Inversement, les sols normalement aérés se comportent en général en puits de CH₄ : la vitesse de consommation qui suit une cinétique de premier ordre (vitesse de disparition proportionnelle à la concentration de méthane présent) peut elle aussi être évaluée à partir de la disparition dans des enceintes fermées. Les vitesses de consommation sont moins fluctuantes que les vitesses de

production ; l'estimation des émissions à partir des sols semblent pouvoir être évaluée à partir de coefficients moyens d'absorption appliqués sur de larges territoires (Smith et al., 2000).

• **L'évaluation des émissions et de la consommation de méthane à partir des sols agricoles en France**

Roger et al (1999) ont appliqué aux sols français les valeurs médianes des activités d'émission et de consommation de méthane tirées d'une compilation de la littérature disponible (tableau 2-4). Ils en concluent qu'en dehors des rizières, fortement émettrices mais de surface limitée, et des autres zones humides plus faiblement émettrices, les sols des zones exondées qui couvrent l'ensemble du territoire agricole et de la forêt se caractérisent plutôt par leur capacité à absorber le méthane.

Les sols non agricoles présentent une capacité de consommation plus élevée que les sols soumis aux pratiques agricoles (9,9 gCH₄.ha⁻¹.j⁻¹ en sols forestiers contre 5,5 gCH₄.ha⁻¹.j⁻¹ en sols agricoles, soit respectivement des capacités annuelles extrapolées de 3 600 et 2 000 g.ha⁻¹). Cette moindre capacité des sols cultivés à absorber le méthane est confirmée par le travail de synthèse de Smith et al. (2000), qui retiennent comme valeurs de référence actuellement proposées au GIEC, une capacité d'oxydation annuelle de 2 400 g.ha⁻¹ dans les sols non soumis à l'agriculture, et de 650 g.ha⁻¹ dans les sols agricoles.

Sur la base des données de Roger et al., la capacité d'absorption de méthane au niveau du territoire français serait de 120 000 tCH₄.an⁻¹ avec un bilan émission-absorption faisant ressortir une capacité d'absorption de 86 000 tCH₄.an⁻¹. Si l'on prend comme bases les capacités d'absorption proposées par Smith et al., ces mêmes données seraient respectivement ramenées à 58 000 et 24 000 tCH₄.an⁻¹. Ces estimations, indicatrices d'une tendance, devraient pour le moins pouvoir s'appuyer sur des données mieux établies.

Sur la base de ces données, cette capacité d'absorption au niveau du territoire national serait de 86 000 tCH₄.an⁻¹. Cette donnée essentiellement indicatrice d'une tendance, nécessite d'être vérifiée expérimentalement.

	Surface 10 ⁶ ha	Activité* g CH ₄ .ha ⁻¹ .j ⁻¹	Bilan t CH ₄ .j ⁻¹	Total t CH ₄ .j ⁻¹
Sols exondés				
Terres cultivées	18,1	-5,5	-99	
Prairies et pâturages	11,5	-6,5	-75	
Friches agricoles	3,58	-8,3	-30	
Forêts	12,8	-9,9	-127	-330
Sols inondés hors zones maritimes				
Rizières	0,017	3000	50	
Marais maraîchers	0,008	720	6	
Roselières	0,03	730	22	
Tourbières	0,03	433	13	91
Sols humides à engorgement temporaire				
Prairies humides	1,0	3	3	
Landes humides	0,02	3	0,06	
Boisements humides	0,25	3	0,75	3,81

*Les activités sont les valeurs médianes des données relevées dans la littérature

Tableau 2-4. Estimation grossière des émissions et consommations journalières moyennes dans les sols français (Roger et al., 1999).

Ces données sont à rapprocher de l'évaluation des émissions au niveau du territoire français à l'aide de la méthode proposée par le GIEC, réalisée et mise à jour par le CITEPA (2001, tableau 2-5) qui a en charge cette mise en œuvre. Cette évaluation fait ressortir que si l'agriculture contribue aux émissions de méthane, celles-ci résultent essentiellement des fermentations entériques à près de 90%. L'ordre de grandeur des émissions en sols de rizière, estimées à $18,2 \cdot 10^3 \text{ tCH}_4 \cdot \text{an}^{-1}$ par Roger et al. (1999), est globalement confirmé ($8,1 \cdot 10^3 \text{ t} \cdot \text{an}^{-1}$). Par contre, l'évaluation du CITEPA mentionne une faible production à partir des autres sols agricoles, et va à l'encontre d'une fonction puits plus vraisemblable au vu de ce que nous avons mentionné. Cette évaluation est tirée d'indications d'émissions à partir de régions plus humides que les nôtres, faute de données disponibles concernant notre territoire. Elle devrait être révisée prochainement (CITEPA, communication personnelle).

	Total National	Total	Agriculture			Changement d'utilisation des sols et sylviculture
			Fermentations entériques	dont Rizières	Sols agricoles	
1990	3169	1667	1468	8,6	23	97
1995	3339	1618	1413	10,5	23	98
1996	3309	1619	1413	9,5	23	98
1997	3062	1603	1397	9,1	23	98
1998	3027	1604	1398	8,3	23	100
1999	2946	1590	1387	7,5	23	100
2000	2871	1591	1387	8,1	23	100

Tableau 2-5. Evaluation des émissions annuelles de CH₄ au niveau du territoire français depuis 1990, selon la méthode GIEC (en Gg ou milliers de t de CH₄ ; CITEPA, 2001).

- **Les incertitudes sur les fonctions puits et sources de méthane au niveau du territoire français**

En dehors de quelques données sur des sols de rizière en Camargue (Joulian et al., 1997), nous ne disposons pratiquement d'aucune donnée sur les capacités d'émission ou d'oxydation du méthane à partir de notre territoire agricole. Dans la mesure où l'on tend à recréer des zones tampons entre les territoires agricoles et les rivières pour limiter l'érosion, ou à chercher à tirer profit des ripisylves pour retenir des pollutions, voire restocker du carbone organique, il apparaît nécessaire de disposer de données chiffrées plus précises sur l'évolution du méthane dans ces milieux. Il en est de même avec l'évaluation des capacités d'oxydation du méthane mise en avant dans les bilans d'émission, et dont nous venons de mentionner l'insuffisance de données à partir de notre territoire.

2.2.1.3 - Les émissions de N₂O

- **L'évaluation des émissions à l'échelle de la planète : la contribution des sols**

Les évaluations actuelles des émissions de N₂O réalisées à l'échelle de la planète, qui équilibrent globalement le puits stratosphérique et l'augmentation du stock troposphérique (tableau 2-6 : GIEC, 2001), montrent le rôle déterminant attribué aux sols qui contribuent à près de 70% des sources estimées ; une source importante est attribuée aux océans, alors que les émissions industrielles pèsent peu dans ces estimations globales.

	Estimation	Fourchette
Sources Naturelles		
Océans	3,0	1-5
Atmosphère (Oxydation de NH ₃)	0,6	0,3 – 1,2
Sols tropicaux		
Forêts humides	3,0	2,2 – 3,7
Savanes sèches	1,0	0,5 – 2,0
Sols tempérés		
Forêts	1,0	0,1 – 2,0
Prairies	1,0	0,5 – 2,0
Sous total Sources Naturelles	9,6	4,6 – 15,9
Sources Anthropiques		
Sols agricoles	4,2	0,6 – 14,8
Combustion de biomasse	0,5	0,2 – 1,0
Sources industrielles	1,3	0,7 – 1,8
Animaux (pâturage)	2,1	0,6 – 3,1
Sous total Sources Anthropiques	8,1	2,1 – 20,7
Total des Sources	17,7	6,7 – 36,6
Accumulation (troposphère)	3,8	3,1 – 4,7
Puits totaux (stratosphère)	12,6	9 - 16

Tableau 2-6. Estimation des différentes sources de N₂O au plan mondial, de l'accumulation troposphérique et du puits stratosphérique (GIEC, 2001, d'après Mosier et al, 1998 et Kroeze et al, 1999)

- **Les mécanismes de production de N₂O dans les sols**

Les émissions de N₂O dans les sols ont été principalement attribuées à la dénitrification biologique : la réduction des nitrates en azote gazeux est accompagnée d'une proportion variable de N₂O : une estimation américaine ancienne considérait que 5 à 10% de l'azote dénitrifié était émis sous forme de N₂O. D'autres travaux (Aulakh et al., 1992) ont souligné la grande variabilité de cette proportion (0 à 100%), sans proposer de nouvelle valeur guide.

On sait aussi que l'oxydation de l'ammonium lors de la nitrification s'accompagne d'une production de N₂O (Bremner et Blackmer, 1981), et accessoirement de NO. Des relations quantitatives ont pu être établies entre l'activité nitrifiante et l'intensité de ces émissions ; Garrido et al. (2002) montrent que la proportion d'azote nitrifié émise sous forme de N₂O peut atteindre 1% dans un sol calcaire, mais est inférieure à 0,1% dans 3 autres sols, et ne permet pas de définir une proportion de caractère général.

On peut encore mentionner que du N₂O est émis lors de la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium, transformation qui s'effectue en anaérobiose dans les milieux riches en matières organiques (Fazzolari et al., 1990), dans les sols de marécage ou dans l'appareil digestif des animaux.

La littérature indique que les émissions de N₂O dans les sols de régions chaudes sont très dépendantes de la minéralisation d'azote qui conditionne le développement de la nitrification et de la dénitrification, tandis que sous climat tempéré et relativement humide les conditions culturales et l'usage des fertilisants amènent à considérer la dénitrification comme la principale source d'émission (Smith et Arah, 1990). Les travaux réalisés dans notre laboratoire sur les émissions dans les sols français confortent cette dernière affirmation.

- **Les modes de mesure et d'évaluation des émissions de N₂O**

Les mesures d'émissions de N₂O à partir des sols ont été principalement développées à l'aide de la méthode des chambres statiques installées sur le sol en place, avec des adaptations selon le couvert

végétal. L'accumulation de N₂O sur une durée de l'ordre d'une heure permet d'évaluer des flux ponctuels, dont l'intégration dans le temps et l'espace est à la base des mesures d'émission à partir des espaces agricoles. La majorité des données d'émission actuellement disponibles dans la littérature repose sur cette méthodologie.

La mise au point et le développement des méthodes micrométéorologiques au cours des 10 dernières années ont permis de réaliser des chroniques de mesures intégrant mieux les variabilités temporelles et spatiales des émissions. Les comparaisons méthodologiques ont démontré que les deux méthodes conduites en parallèle donnent des résultats similaires (Laville et al., 1999). Les méthodes micrométéorologiques permettent de s'affranchir des problèmes de variabilité spatiale aux petites échelles, tandis que la méthode des chambres offre actuellement une meilleure sensibilité et permet de caractériser plus finement les effets des facteurs du milieu.

Les résultats montrent les très grandes variabilités spatiales et temporelles des émissions de N₂O, liées à la régulation des mécanismes d'émission. Cela conduit à deux types de conséquences :

- d'une part, la nécessité de mettre en place des expérimentations lourdes pour obtenir des estimations avec un degré de fiabilité suffisant : la littérature souligne la nécessité de disposer de chroniques de données établies sur des durées suffisamment longues, si possible l'année complète, pour évaluer des émissions dans une situation donnée ;
- d'autre part, la nécessité de développer des outils de modélisation permettant de rendre compte de cette variabilité du milieu.

La méthode d'évaluation proposée par le GIEC (1996) est un outil destiné à évaluer au niveau d'un large territoire, un état ou une région, les émissions d'origine anthropique, c'est-à-dire suscitées par les activités humaines et qui s'ajoutent aux émissions du milieu non perturbé, ou faiblement perturbé, par ces activités. Elle repose sur la définition de facteurs d'émission qui sont appliqués aux quantités d'azote qui entrent dans les systèmes biologiques sur le territoire au cours de la période considérée.

Cette méthode découle de l'observation d'une relation de proportionnalité entre l'intensité des émissions de N₂O et les quantités d'azote apportées au sol ou aux écosystèmes. La relation établie par Bouwman (1996), sur un ensemble de données restreintes et après élimination des données jugées peu fiables (figure 2-14), est à la base du facteur d'émission de 1,25 (±1) % appliqué aux fertilisants minéraux et organiques ; la fourchette encadrant ce coefficient a permis de rendre compte de 90% des évaluations faites à partir des mesures disponibles (Mosier et al., 1998).

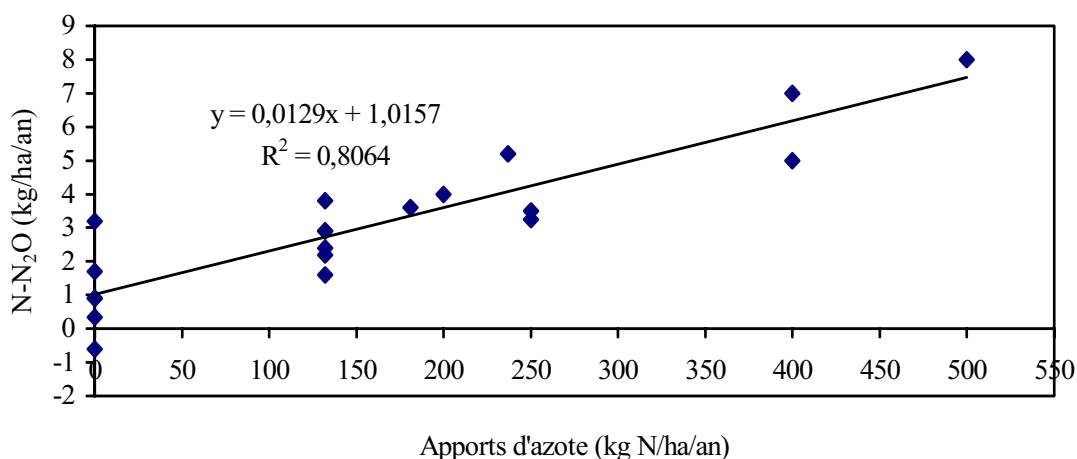


Figure 2-14. Emissions de N₂O en fonction des apports d'azote dans différentes expérimentations sur une année (sols non organiques, en cultures ou en prairies fauchées, recevant au plus 500 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ ; d'après Bouwman, 1996).

A partir des données de la littérature, les experts du GIEC (2000) ont défini des coefficients d'émission par défaut, utilisables en l'absence d'estimation plus précise, ainsi que les règles de calcul pour évaluer les différents compartiments azotés auxquels s'appliquent ces coefficients. Cette méthode est actuellement utilisée pour l'évaluation des émissions d'origine anthropique à l'échelle des pays engagés dans la réalisation de leurs inventaires nationaux.

Schématiquement le mode de calcul prend en compte 3 types de sources de N₂O selon l'équation :

$$N_2O \text{ total} = N_2O \text{ direct sols} + N_2O \text{ direct animaux} + N_2O \text{ indirect}$$

avec : N₂O direct sols : issu des fertilisants minéraux et organiques, de la fixation d'azote et des résidus de récolte

N₂O direct animaux : issu des émissions au pâturage et de la gestion des effluents hors épandage

N₂O indirect : issu principalement des dépôts atmosphériques et des émissions au cours des transferts en solution

Des coefficients d'émission sont définis pour chacun de ces compartiments.

• **L'évaluation des émissions de N₂O au niveau du territoire français**

En France, l'évaluation des émissions reposant sur la méthode GIEC a été établie et est régulièrement mise à jour par le CITEPA (CITEPA, 2001 ; Cellier et Laville, 1999 ; tableau 13). Cette estimation fait ressortir trois postes prépondérants : les émissions liées aux apports de fertilisants minéraux représentent un quart du total ; l'ensemble des émissions à partir des déjections animales atteignent 55 Gg, soit près d'un tiers des émissions totales ; les émissions au cours du transfert vers les aquifères de surface ou profonds ont été estimées aussi à 55 Gg, soit un autre tiers.

	Facteurs d'émission ¹ (%)	Emissions globales ¹ (Tg/an) ³	Emissions pour la France ² (Gg/an) ⁴
Emissions directes par les sols agricoles			
Fertilisants minéraux	1,25 (0,25 – 2,25)	0,9 (0,18 – 1,6)	43
Épandage des effluents d'élevage	1,25 (0,25 – 2,25)	0,6 (0,12 – 1,1)	26
Fixation symbiotique	1,25 (0,25 – 2,25)	0,1 (0,02 – 0,2)	9
Résidus de culture	1,25 (0,25 – 2,25)	0,4 (0,07 – 0,7)	10
Sols organiques cultivés	5 kg N /ha/an	0,1 (0,02 – 0,2)	--
Total		2,1 (0,4 – 3,8)	88
Productions animales			
Pâturage	2,0	2,1 (0,6 – 3,1)	19
Gestion des effluents	0,1 – 2,0		10
Total		2,1 (0,6 – 3,1)	29
Emissions indirectes			
Dépôts atmosphériques	1,0 (0,2 – 2,0)	0,3 (0,06 – 0,6)	--
Lessivage de nitrates et Ruissellement	2,5 (0,2 – 12)	1,6 (0,13 – 7,7)	55
Traitement des eaux	1,0 (0,2 – 12)	0,2 (0,04 – 2,6)	--
Total		2,1 (0,23 - 11,9)	55
Total général		6,3 (1,2 – 17,9)	172

¹ d'après Mosier et al. (1998) ; ² d'après Fontelle et al. (1998) ; ³ Tg ou millions de t ; ⁴ Gg ou milliers de t

Tableau 2-7. Evaluation des émissions de N₂O (exprimées en N₂O) à partir des sols agricoles, calculées par la méthodologie GIEC (1997) à l'échelle planétaire et pour la France (année 1996).

Cette évaluation appliquée depuis les années 1990 (tableau 2-8) montre une stabilité des émissions de N₂O liées à l'agriculture et une augmentation de leur part dans la production globale de N₂O, passée de 60 à 70% au cours des dernières années à la suite d'une réduction des émissions liées à l'industrie. La contribution ainsi évaluée à la capacité de réchauffement global fait de N₂O le second gaz à effet de serre après le CO₂ au niveau du territoire français (tableau 2-8 ; CITEPA, 2001).

Années	Total National 10 ³ t/an	Part de l'agriculture		Part du changement d'utilisation des sols et de la sylviculture	
		10 ³ t/an	% total	10 ³ t/an	% total
1990	294	177	60,2	17,8	6,0
1995	288	168	58,3	17,9	6,2
1996	293	171	58,4	18,0	6,1
1997	296	173	58,4	18,0	6,1
1998	271	173	63,8	18,2	6,7
1999	253	173	68,4	18,2	7,2
2000	248	172	69,4	18,2	7,2

Tableau 2-8. Evaluation des émissions annuelles de N₂O au niveau du territoire français depuis 1990, selon la méthode GIEC(en Gg ou milliers de t de N₂O ; CITEPA, 2001).

- **Les limites de la méthode d'évaluation des émissions proposée par le GIEC**

Cette méthode a été élaborée pour évaluer les émissions à l'échelle de larges territoires et plus particulièrement des pays. Les facteurs d'émission proposés et les coefficients utilisés pour estimer les différentes sources d'azote à prendre en compte sont proposés "par défaut", c'est-à-dire en l'absence de facteurs spécifiques ou d'autre mode d'évaluation mieux adapté et vérifié pour la région considérée. Ces paramètres sont susceptibles d'évoluer en fonction de l'état des connaissances et font encore l'objet de discussions. Cette méthode suscite plusieurs critiques.

a) Ce mode de calcul ne prend en compte que les émissions anthropiques, c'est-à-dire suscitées par les activités humaines, et passe sous silence les émissions à partir du sol en absence de fertilisation ou d'apport exogène d'azote (Mosier et al., 1998 ; Mosier, communication personnelle). L'équation de Bouwman (1996, figure 2-14), reprise par Mosier et al., 1998) admet un niveau de base des émissions dans les sols non fertilisés de 1 kg N-N₂O.ha⁻¹.an⁻¹. Pour le territoire français, si l'on prend ce niveau d'émission pour les sols cultivés et les prairies, ce sont 30 000 t d'azote ou 47 000 t de N₂O qui ainsi ne sont pas comptabilisées dans les bilans d'émission à partir des seuls sols agricoles.

b) La valeur du facteur d'émission de 1,25% appliquée aux intrants azotés s'avère trop uniforme et nécessite des investigations complémentaires pour une adaptation en fonction des conditions climatiques et des systèmes de culture.

- Les mesures d'émissions actuellement disponibles sont principalement issues de régions tempérées. Des données moins nombreuses soulignent les capacités d'émission des zones tropicales : dans la synthèse du GIEC 2001, Prather et al. avancent les travaux de Hall et Matson (1999) soulignant que dans ces sols où la productivité est principalement limitée par la disponibilité en phosphore, les émissions de N₂O et de NO peuvent être de 10 à 100 fois plus importantes pour une même quantité d'azote apportée que dans les sols sous climats tempérés où la productivité est principalement limitée par l'azote. Le poids d'une telle affirmation, qui conduirait à diversifier les coefficients d'émission, nécessite des vérifications expérimentales plus nombreuses.

• Cette diversification a été réalisée pour les sols de prairie : les mesures réalisées ont conduit à retenir un facteur d'émission de 2% pour l'azote excrété sur les pâturages (Mosier et al., 1998). Ces facteurs d'émission sont très dépendants du développement de la végétation et du rythme de sa nutrition azotée. Nos estimations réalisées à partir de cultures de colza ou de blé (tableau 2-9) montrent que les coefficients évalués sont plutôt dans la partie basse de la fourchette donnée par le GIEC ; cependant ce même tableau souligne la mise en évidence d'une valeur plus élevée dans un sol hydromorphe (luvisol) et l'existence d'une forte fluctuation inter-annuelle.

Facteurs étudiés			% de N appliqué émis en N ₂ O
Agronomiques	Climatiques	Pédologiques	
Colza fertilisé (170 kg N ha ⁻¹) - <i>nitrate d'ammonium</i> - <i>sulfate d'ammonium</i> - <i>urée</i> - <i>nitrate de potassium</i>	Nord Est de la France - 1997	Luvisol ⁽¹⁾	0.53
			0.55
			0.42
			0.42
Colza fertilisé, dose - <i>suboptimale</i> - <i>suboptimale + 100 kg ha⁻¹</i>	Nord Est de la France - 1995	Moyenne de 3 types de sols différents	1.0
			1.1
Culture fertilisée (170 kg ha ⁻¹) - <i>Blé</i> - <i>Colza</i>	Nord Est de la France - 1997	Luvisol ⁽¹⁾	0.33
			0.53
Colza avec fertilisation suboptimale	Nord Est de la France - 1995 - 1997	Luvisol ⁽¹⁾	2.49
			0.53
Colza avec fertilisation suboptimale	Nord Est de la France - 1995	<i>Luvisol</i> ⁽¹⁾	2.49
		<i>Rendosol</i> ⁽¹⁾	0.18
		<i>Calcosol</i> ⁽¹⁾	0.66

⁽¹⁾ *Luvisol* : sol brun lessivé ; *rendosol* : sol superficiel sur craie ; *calcosol* : sol brun superficiel sur plateau calcaire.

Tableau 2-9. Effets comparés de différents facteurs agronomiques sur la proportion d'azote appliquée émise sous forme de N₂O au cours des 5 mois suivant l'apport des fertilisants. Les facteurs étudiés sont mentionnés en caractères italiques.

• Des auteurs anglais (Skiba et al, 1996) partant de mesures sur quelques grands types de cultures – prairies, blé d'hiver, orge de printemps et pomme de terre – ont extrapolé les facteurs d'émissions ainsi mesurés aux principales cultures (tableau 2-10). Globalement en accord avec nos observations précédentes, elles indiquent que sous cultures de céréales dont les besoins azotés sont importants au printemps, les émissions sont moins importantes que pour des plantes dont le développement et la nutrition azotée sont plus étalés sur l'année. Cette typologie en fonction des cultures et des pratiques culturales associées est une voie possible pour affiner l'évaluation des émissions.

Cultures	Facteurs d'émission (%)	Cultures	Facteurs d'émission (%)
Blé d'hiver	0,5	Prairie pâturée	3,1
Orge d'hiver ⁽¹⁾	0,5	Prairie fauchée	1,0
Colza ⁽¹⁾	0,5	Pomme de terre	1,6
Orge de printemps	0,8	Betterave à sucre ⁽³⁾	1,6
Autres céréales ⁽²⁾	0,8	Cultures maraîchères ⁽³⁾	1,6
		Cultures fourragères ⁽³⁾	1,6

(1) : idem blé d'hiver ; (2) : idem orge de printemps ; (3) : idem pomme de terre

Tableau 2-10. Facteurs d'émission pour différents types de culture en Grande Bretagne (Cellier et Laville, 1999, d'après Skiba et al. 1996)

- Le mode de calcul des rejets d'azote dans les résidus de récolte et dans les déjections animales peuvent être à l'origine de larges surestimations des émissions si l'on se base sur les seules données par défaut du GIEC : Van Moortel et al. (2000) ont évalué à près de 50% cette surestimation pour l'ensemble du territoire belge. Dans le cas présent, les rejets animaux qui servent de base au calcul sont peu détaillés et conduisent à un rejet azoté annuel à partir du territoire français de $2,2 \cdot 10^6$ t d'azote. Une analyse plus fine du cheptel et de ses rejets pourrait conduire à une révision à la baisse des rejets et des émissions qui en sont issues, sans toutefois en changer l'ordre de grandeur.
- Le mode de calcul attribue une place très importantes aux émissions lors du transfert des produits azotés dans les eaux souterraines ou de surface ; il admet un entraînement de 30% de l'azote apporté vers ces eaux avec un coefficient d'émission de 2,5%. Les bases de cette estimation apparaissent peu fournies et le poids des émissions ainsi évaluées est très important. La vérification expérimentale de ces données s'avère indispensable.
- Cette méthode d'estimation passe complètement sous silence les propriétés spécifiques des différents milieux impliqués dans leurs capacités d'émission. De nombreux travaux ont montré le rôle déterminant des caractéristiques des sols sur l'intensité des émissions ; dans une étude sur des sols de l'Ouest canadien, Lemke et al. (1998) soulignent que les propriétés liées au sol ont un impact plus marqué que les paramètres climatiques ou les pratiques culturales ; en France, Hénault et al. (1998, 2001) ont montré la variabilité des capacités d'émission de quelques sols, attribuée principalement à la plus ou moins grande capacité microbienne de ces sols à transformer N_2O en N_2 . Ces caractéristiques, indispensables à prendre en compte dans la perspective d'une mise au point de méthodes de réduction des émissions, pourraient être aussi prises en considération dans l'évaluation des émissions à partir des sols.
- Une conséquence importante de ce mode d'évaluation basé uniquement sur les apports d'azote est de laisser penser que les stratégies de limitations des émissions ne peuvent passer que par une diminution des apports d'azote, et néglige de ce fait celles qui pourraient faire appel à des modifications des modes de gestion des sols.

Ce constat d'un mode d'estimation des émissions trop global conduit actuellement à tenter de mettre au point des outils d'évaluation ou de prévision du fonctionnement émetteur des sols : l'utilisation de modèles apparaît indispensable pour avoir à la fois une évaluation des émissions sans avoir à multiplier les mesures et une caractérisation de la dynamique, très fluctuante, des émissions pour tenter de les maîtriser : des tentatives de mise au point de modèles robustes à caractère opérationnel sont en cours (Renault et al, 1999; Conen, et al., 2000; Hénault et al, 2000).

- ***Les émissions de N_2O et le cycle du carbone : effet du non-travail du sol***

Au plan fonctionnel, les émissions de N_2O sont en interaction avec le cycle du carbone à plusieurs niveaux. Dans les sols où les émissions sont liées à la dénitrification, l'intensité de cette transformation est directement proportionnelle à la quantité de carbone assimilable. Les conséquences sur les émissions de N_2O apparaissent cependant aléatoires : la biodisponibilité en carbone devrait favoriser la réduction de N_2O en N_2 au cours de la dénitrification. Or différents résultats expérimentaux montrent que dans des sols riches en matières organiques, et notamment dans les sols de prairies, l'intensité des émissions est plutôt plus importante que dans des sols plus pauvres (Hénault et al., 2001), conduisant au coefficient d'émission de 2% mentionné précédemment.

On peut aussi mentionner que la disponibilité du milieu en carbone fermentescible est un élément favorable à la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium, transformation qui peut entrer en

compétition avec la dénitrification dans les milieux riches en matières organiques, et qui conduit aussi à une production secondaire de N_2O .

Par ailleurs, les émissions de N_2O sont en interaction indirecte avec celle du méthane : en effet la fertilisation azotée ammoniacale, qui stimule généralement les émissions de N_2O , inhibe en même temps la capacité de la microflore à oxyder CH_4 . Cet antagonisme est souvent mentionné, mais son impact quantitatif n'a été évalué que dans quelques travaux : Robertson et al (2000) montrent que le retour à la forêt de sols cultivés s'accompagne d'une restauration de la capacité à oxyder le méthane qui pèse significativement dans le bilan global du potentiel de réchauffement global.

Le non travail du sol, ou les techniques simplifiées de travail du sol, sont présentées comme des voies possibles d'augmentation des capacités de stockage de carbone dans la couche de surface. La question est posée de l'impact sur les capacités d'émission de N_2O .

Différents travaux ont montré que le non-travail du sol est souvent accompagné d'une stimulation marquée de la dénitrification (Germon et al., 1994), qui peut induire une augmentation marquée des émissions de N_2O ; au Canada, dans deux essais sur 3 ans, Mac Kenzie et al. (1998) ont observé une augmentation moyenne de $2,65 \text{ kg N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ en système labouré à $4,8 \text{ kg N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ en système de non-labour dans la première situation, et de $2,05$ à $2,45 \text{ N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans l'autre. Dans un autre essai de longue durée (9 ans) dans un état voisin, l'augmentation d'émission dans le sol non labouré est moins marquée : moins de 10% (Robertson et al., 2000). Ces résultats confortent l'idée que le non-travail du sol accentue ces émissions.

2.2.1.4. Le poids des émissions de CH_4 et de N_2O dans le bilan du potentiel de réchauffement global des sols cultivés

Le tableau 2-11 reprend les contributions respectives au pouvoir de réchauffement global des trois principaux gaz à effet de serre évaluées à partir de la méthode GIEC au niveau du territoire français. Il permet de tirer des éléments de conclusion sur l'intérêt à porter à chacun de ces gaz : sur la base de ces évaluations, au niveau de notre territoire, N_2O et CH_4 contribuent à 15 et 13,5% de ce pouvoir de réchauffement ou ont un effet comparable à 21,5 et 19,5% des émissions totales de CO_2 . Si l'on s'en tient aux seules émissions par les sols et l'agriculture, on est amené à distinguer les deux gaz :

- pour CH_4 , les émissions agricoles estimées contribuent à 55% des émissions totales et sont constituées à 87% par les fermentations entériques (tableau 2-5). Les sols pèsent peu dans ces émissions et leur contribution est actuellement à réévaluer. Cependant, si l'on reprend l'évaluation faite par Roger et al. (tableau 2-4), avec un bilan d'absorption globale de 86 000 t de CH_4 au niveau du territoire national, cette absorption est équivalente, en terme de PRG sur une perspective d'un siècle, à une immobilisation annuelle de $540\cdot 10^3$ t d'équivalent C de CO_2 , ou $18 \text{ kg de C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour les surfaces agricoles (cultures et prairies) ; cet effet bénéfique n'est que de $5 \text{ kg de C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ si l'on se réfère aux capacités d'absorption de méthane définies par Smith et al. (2000), qui ramènent le bilan d'absorption à 24 000 t de CH_4 par an. Toutefois, cet effet compensateur de l'absorption du méthane serait sensiblement plus important en terme d'équivalent C- CO_2 séquestré si l'on raisonnait sur 20 ans (tableau 2-2) : respectivement 48 et 13 kg de C- CO_2 , selon que l'on utilise les données de Roger et al. ou de Smith et al.

- pour N_2O , les émissions agricoles anthropiques estimées contribuent à 69,4% des émissions totales et passent pratiquement toutes par le sol. Le PRG des $172\cdot 10^3$ t de N_2O d'origine agricole émises

annuellement est équivalent à celui de 51.10^6 t de CO_2 , soit 14.10^6 t de C, ce qui correspond à un déstockage annuel de près de 470 kg C par ha de terre agricole : si on ajoute les 47.10^3 t de N_2O émises naturellement et non comptabilisées, les quantités correspondantes sont alors de $17,7.10^6$ t de C, soit l'équivalent de 590 kg C par ha de terre agricole et par an. Si l'on raisonne uniquement sur les émissions directes de N_2O (sols et productions animales), sur lesquelles on peut penser pouvoir intervenir par des pratiques culturales, les émissions estimées sont alors de 117.10^3 t, soit l'équivalent d'un déstockage de $9,4.10^6$ t de C ou 315 kg C par ha de terre agricole et par an.

Ces quelques chiffres soulignent le poids de ces deux gaz dans le PRG lié au fonctionnement des sols et de l'agriculture, et soulignent l'intérêt à leur porter dans les scénarios de lutte contre l'accroissement de l'effet de serre et dans les stratégies que l'on se propose de développer pour restocker du carbone dans les sols.

	1990	2000
PRG net UTCF inclus		
Tg équiv CO_2	496	476
Tg équiv C	135	129
CO_2 net UTCF inclus		
Tg CO_2	338	339
Tg équiv C	92	92
% de PRG	66,9%	69,3%
CH_4 net UTCF inclus		
Gg CH_4	3169	2871
Tg équiv CO_2	67	60
Tg équiv C	18	16
% de PRG	14,4%	13,5%
N_2O net UTCF inclus		
Gg N_2O	294	248
Tg équiv CO_2	91	77
Tg équiv C	25	21
% de PRG	17,2%	14,9%

Tg ou millions de t ; Gg ou milliers de t

Tableau 2-11. Evolution du PRG et des émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O au niveau du territoire français (Métropole et Outre-mer) au cours de la dernière décennie. D'après CITEPA, 2001. Définition des équivalences de CH_4 et N_2O en CO_2 et en C, et évaluation de leur contribution au réchauffement global (PRG sur 100 ans avec $CO_2 = 1$, $CH_4 = 23$ et $N_2O = 296$). UTCF : Utilisation des Terres, Changement et Forêts.

Conclusions : stratégies de réduction

Les stratégies de réduction des émissions de CH_4 et de N_2O à partir des sols ont été déjà examinées, montrant que des mesures techniques peuvent être proposées.

La réduction des émissions de méthane dans les rizières peut être obtenue par le développement des mises à sec en cours de culture, le choix de variétés de riz permettant une limitation des transferts gazeux par le matériel végétal, la gestion des apports organiques et des fertilisants minéraux... (Roger et al., 1999).

En ce qui concerne le N_2O , toutes les mesures conduisant à ajuster la fertilisation azotée aux seuls besoins de la végétation et à éliminer la présence d'azote minéral excédentaire dans le sol apparaissent favorables à la réduction des émissions. La connaissance des plus ou moins grandes capacités émettrices des sols peut constituer aussi un support à une gestion raisonnée pour limiter ces émissions (Germon et al, 1999).

2.2.2. Rôle de la consommation d'intrants dans le bilan agricole de gaz à effet de serre

(B. Gabrielle)

2.2.2.1. Consommation d'énergie et émissions de GES associées

Dans les systèmes de cultures annuelles ou pérennes, les consommations d'énergie (d'origine majoritairement fossile) sont liées à l'utilisation des intrants (engrais, pesticides, irrigation, semences, carburants) et des machines (dont la fabrication et l'entretien ont un coût énergétique). Parmi ces différents postes, seul celui des carburants représente de l'énergie primaire (directement utilisable), les autres contenant de l'énergie qualifiée de 'secondaire'. Dans les bilans énergétiques, il est donc nécessaire de convertir cette deuxième forme d'énergie en énergie primaire, par une décomposition des différents constituants du produit et des besoins en énergie primaire associés (Lambert, 1996).

En collaboration avec l'ADEME, l'INRA et les Instituts Techniques, Lambert (1996) puis Combes (1998) ont chiffré les différents postes énergétiques pour quelques systèmes de culture représentatifs de grandes régions françaises (Tableau 2-12).

Poste	Blé ¹ - Marne		Betterave ¹ - Marne		Luzerne ² - Champagne		Soja ³ - Brésil	
	(MJ/ha)	%	(MJ/ha)	%	(MJ/ha)	%	(MJ/ha)	%
Engrais N (minéral)	11 718	58	7812	43,5	0		1000	13
Engrais P,K	2 881	14,5	4760	26,6	1860			
Semences	1 320	6,5	224	1,2	10		73	1
Mécanisation	3 152	15,5	4562	25,4	3696		3031	40
dont carburant	2 913	(92)	4262	(93)	2983			
Produits phytosanitaires	1 144	5,5	211	1,2	?		3500	46
Total	20 175	100	17569	100	5566 (partiel)		7600	100
Objectif de rendement	9 tonnes de grains /ha		80 tonnes de matière fraîche /ha		12,5 tonnes de matière sèche /ha		2,5 tonnes de grains /ha	

¹: Combes, 1998; ²: Leviel et Gosse, non publié; ³: Reinhardt et al., 2000.

Tableau 2-12. Ventilation de la consommation énergétique pour différents types de cultures.

Au niveau du type de cultures, on peut faire un classement et fournir les ordres de grandeur suivants :

A. Cultures annuelles non légumineuses : consommation de 20 000 MJ.ha⁻¹.an⁻¹ en conduite conventionnelle (raisonnée),

B. Cultures annuelles légumineuses : consommation de 10 000 MJ.ha⁻¹.an⁻¹ en conduite conventionnelle,

C. Cultures fourragères pluri-annuelles : consommation de 7 000 MJ.ha⁻¹.an⁻¹ sur l'ensemble du cycle.

Les légumineuses, comme la luzerne, peuvent présenter une consommation encore plus faible.

Ce classement s'explique en grande partie par le poste 'engrais azoté' (de synthèse), qui est de loin le plus important dans les systèmes de la catégorie A, pour lesquels il représente 40 à 60% des dépenses totales. Les autres intrants jouent à la fois par leur coût énergétique propre, mais aussi par le nombre de passages d'engins nécessités par leur application (produits phytosanitaires). Ceci explique que les systèmes à bas niveaux d'intrants (dont l'extrême est représenté par l'agriculture biologique) sont souvent présentés comme les plus efficaces au plan énergétique, malgré leur productivité réduite

(Charru, 2000). Pour les systèmes conventionnels, une bonne gestion de l'azote et une lutte intégrée contre les ennemis des cultures ne peuvent qu'améliorer le bilan énergétique.

Enfin, au vu de leur faible consommation énergétique, le retour des légumineuses et des cultures fourragères devrait être encouragé. Ces cultures sont actuellement sur le déclin, mais elles pourraient bénéficier du contexte de substitution des farines carnées par des produits issus des filières végétales (pois, féverole, lupin, luzerne).

2.2.2.2. Contribution au pouvoir de réchauffement global

Les consommations d'énergie du Tableau 2-12 peuvent être converties en émissions de gaz à effet de serre (GES), en utilisant des facteurs d'émission propres à chaque poste. Ces facteurs ont fait l'objet d'une harmonisation au niveau européen (projet BioFit ; Reinhardt, 2000), tenant compte des particularités nationales et notamment de la structure de l'approvisionnement énergétique. Les émissions sont reprises dans le Tableau 2-13, qui montre que **les émissions de GES reflètent essentiellement la consommation d'engrais azotés** (sous forme minérale).

Les émissions sont donc maximales pour la catégorie A, pour laquelle elles totalisent de l'ordre de 0,25 tC-CO₂.ha⁻¹, et minimales pour les légumineuses, avec un rejet de carbone fossile de 0,04 à 0,05 tC.ha⁻¹. Le bilan des émissions de CO₂ liés aux consommations d'énergie fossile sur la parcelle est donc favorable aux systèmes de cultures à faibles besoins en nutriments. Cette conclusion mériterait toutefois d'être nuancée, car elle ne tient pas compte des émissions de N₂O au champ (qui seraient comparativement plus élevées sous des légumineuses ; Smith, 2000) et des pertes de nitrate.

POSTE	Betterave ¹ Marne kg éq.C/ha	Luzerne ² Champagne kg éq.C/ha	Soja ³ kg éq.C/ha
Engrais N (forme minérale)	318,8	0	19,1
Engrais P,K	21,3	34,1	
Semences	-	- ⁴	0,82
Mécanisation	5,2	8,4	32,7
dont carburant	6,0		
Produits phytosanitaires	3,8	- ⁴	3,0
TOTAL	1303	156	204
TOTAL en t C-CO₂/ha	0,35	0,04	0,05

¹: Combes, 1998 ; ²: Leviel et Gosse, non publié ; ³: Reinhardt et al., 2000 ; ⁴: donnée manquante

Tableau 2-13. Emissions de gaz à effet de serre associées aux principaux postes du bilan énergétique de quelques cultures

2.2.2.3. Cultures énergétiques et substitution de carbone fossile

Liminaire : on ne discute pas ici de la filière bois-énergie issu de la sylviculture 'classique' (incluant les taillis à courte rotation), la seule option traitée par le rapport LULUCF (GIEC, 2000) car présentée comme la plus efficace. Cet aspect est en effet étudié dans la partie sur les forêts et les changements d'usage (afforestation, section 3.3.7).

Les bio-énergies 'modernes', c'est-à-dire issues de la transformation industrielle de produits agricoles, ont fait l'objet de recherches et de développement au niveau international depuis une trentaine

d'années, suite aux chocs pétroliers. Différentes filières ont été développées pour diverses utilisations : transport, chauffage, co-génération de chaleur et d'électricité.

En France, les filières actuellement bien développées concernent les carburants liquides, les autres étant encore au stade du développement avec quelques sites pilotes pour la biomasse (et très peu d'essais sur le bio-gaz ; Tableau 2-14).

Matière première	Produit	Equivalent fossile	Utilisation	Développement
Graines d'oléagineux (colza, tournesol)	Ester-méthylque d'huile végétale (EMHV)	Gazole	Transport	311 000 t / an
Graines de céréales (blé), racine de betterave, jus de canne	Ethyl tertio-butyl éther (ETBE)	Essence (MTBE)	Transport	190 000 t / an
Biomasse de plantes entières (<i>Miscanthus</i> , triticale)	Chaleur	Charbon ou gaz naturel	Chauffage / électricité	Prototype
Résidus de récolte (pailles, bagasse)	Chaleur	Charbon ou gaz naturel	Chauffage / électricité	Quelques centrales en activité dans les DOM/TOM
Composés ligno-cellulosiques	Biogaz	Gaz naturel	Chauffage / électricité	Prototype

Tableau 2-14. Principales filières de bio-énergie d'origine agricole en France (production pour l'année 2001).

Par unité de surface, le potentiel de substitution de carbone fossile par du carbone végétal dépend de la productivité des cultures, et du rendement énergétique des phases de production au champ, puis de transformation industrielle en bio-combustible.

Ce rendement est exprimé globalement dans le Tableau 2-15 comme le rapport du Pouvoir Calorifique Inférieur (PCI) du combustible et de la quantité d'énergie primaire fossile utilisée pour la production du bio-combustible. Il est toujours meilleur que le rendement de transformation des équivalents fossiles, mais reste moins bon pour les carburants liquides (bio-éthanol et méthyl-ester) que pour les combustibles solides (filières biomasse).

Filière	Rendement énergétique (MJ de PCI/ MJ fossile)		Emissions de C fossile ¹ (g éq. CO ₂ / MJ de PCI)	
	Filière végétale	Filière fossile	Filière végétale	Filière fossile
EMHV	2-2,4	0,88 (gazole)	- 82	7
ETBE (ex-betteraves)	2,6	0,73 (MTBE)	79	97
Biomasse (plante entière ou résidus de récolte)	5,8-7,5	9,1 (gaz naturel) 10 (fioul)	6	40 (gaz) 61 (fioul)

¹: comprennent les émissions de N₂O durant la phase de production au champ. Un chiffre négatif indique une fixation nette de carbone par la source de biomasse.

Tableau 2-15. Rendements énergétiques et émissions de GES des principales filières. Source : Reinhardt et al, 2000.

Les tableaux 2-15 et 2-16 présentent un calcul approximatif (à partir des références actuelles) des substitutions de carbone fossile par du carbone végétal. L'estimation prend en compte les émissions de N₂O pendant la phase de production de la biomasse au champ, qui représentent pour cette étape un quart à un tiers des émissions totales de GES.

Sous l'hypothèse des objectifs de rendement par hectare donnés dans le Tableau 2-16, on voit que les potentiels d'évitement sont variables selon les filières, mais restent relativement limités (de 0,4 à 2,6 tonnes C par ha).

Filière	Substitution de C / MJ produit (g éq. CO ₂ / MJ de PCI)	Objectif de rendement / ha (t de matière sèche / ha)	Efficienc e de conversion (MJ de PCI / t de matière sèche)	Substitution / ha (t C-CO ₂ / ha)
EVMH (ex-colza)	95	3,0	15 100	0,8-1,2
ETBE (ex betterave)	18	20	6 320	0,6
Biomasse (plante entière)	34-55	12	14 500	1,6 – 2,6
Biomasse (résidus de récolte)	34-55	5	14 500	0,4 – 0,6

Tableau 2-16. Substitutions estimées de C fossile par la bio-énergie, par unité de rendement et unité de surface. Source : Reinhardt et al., 2000 ; ONIDOL, 1999.

Pour que ce potentiel s’exprime, il reste à déterminer la surface sur lesquelles les cultures énergétiques pourraient être étendues. Actuellement, seules les filière méthyl-ester de colza et bio-éthanol de blé connaissent une phase de développement industriel, avec des surfaces respectivement de 300 000 ha (colza) et 80 000 ha (blé pour bio-éthanol).

Les bio-carburants souffrent d’un problème de rentabilité évident (ils ne sont compétitifs que grâce à l’exonération de la Taxe Intérieure sur les Produits Pétroliers), et d’éventuels verrous technologiques (dégradation par la présence de silices dans les chaudières à pailles par exemple).

La filière ‘résidus de récolte’ semble poser le moins de problèmes, car la matière première est disponible à coût marginal (hors collecte), et la filière est technologiquement au point, avec des exemples d’implémentation à différentes échelles dans des pays d’Europe du Nord. En région Ile-de-France (4 départements), le gisement est évalué à 120 000 tonnes de pailles par an, ce qui représente un potentiel d’évitement de 23 000 tonnes de C-CO₂ (Charru et al., 2001).

Ce gisement dépend des besoins en matière organique des sols, et par là-même de contextes locaux divers (problèmes d’érosion, de battance, de lessivages de nitrate) qui restreignent les possibilités d’exportation des pailles.

2.2.3. Bilan radiatif et bilan thermique de surface

(B. Seguin)

L’usage des sols influe bien sûr, non seulement sur le stockage du carbone et les bilans de GES en général, mais aussi sur le bilan des échanges d’énergie en surface, qui ont une action très directe sur le climat, laquelle dépend des échelles d’espace et de temps considérées.

Cette influence du sol est souvent abordée par la référence à l’une de ses propriétés de surface, l’albédo, sans doute parce que c’est la plus accessible à la compréhension et la perception immédiate pour les non-spécialistes, et aussi parce que c’est elle qui peut faire varier au premier ordre le niveau de l’énergie solaire absorbée par la surface terrestre.

Dans l’Annexe 1, sont rappelées les principales notions physiques nécessaires à la compréhension du bilan radiatif.

2.2.3.1. Influence de l'usage du sol sur le microclimat de la parcelle et le climat de la petite région

L'usage du sol va influencer, non seulement sur le bilan radiatif, mais également sur les variables microclimatiques au voisinage de la surface (en particulier, pour le sujet qui nous concerne, sur la température de surface). Suivant le degré de disponibilité hydrique, celle-ci s'élèvera notablement au dessus de la température de la masse d'air, dans une gamme qui peut aller, en valeur instantanée au moment du maximum, de 20-25°C pour un sol nu à 10-12°C pour une culture, et 3-5°C seulement pour une forêt (Lagouarde et al., 1988). Cet échauffement en surface se propage dans les couches d'air avoisinantes par convection, avec un fort amortissement que l'on peut chiffrer à 1/5 ou 1/7 lorsque l'on considère la température à la hauteur standard de 2 m (Guyot et Seguin, 1978). Cela peut donc conduire, localement et instantanément, à des élévations de température allant jusqu'à 4 à 5°C, ce qui donne, en valeur moyenne climatologique, des écarts de l'ordre de 2°C.

Quant aux techniques culturales, à part l'irrigation, elles sont susceptibles de jouer sur le rayonnement net et la température du sol, mais en affectant peu la température de l'air (0,2°C à 0,5 m de haut, d'après Richard et Cellier, 1998).

Ces ordres de grandeur ont été vérifiés par des expérimentations locales ou à l'échelle régionale, utilisant la télédétection dans l'infrarouge thermique, dans le cas du contraste entre la zone sèche et la zone irriguée de la Crau (Seguin et al., 1982 ; Courault et al., 1996 et 1998). Ces valeurs sont supérieures à celles observées dans le cas du bocage breton, dont la présence fait apparaître une augmentation significative, mais faible (pour cause de climat océanique), de l'ordre de 1°C ou moins sur les températures de l'air.

2.2.3.2. Vers l'échelle globale : utilisation des modèles météorologiques

Les résultats précédents ne concernent encore que des surfaces relativement restreintes (10 x 10 km), qui ne correspondent pas à la dimension spatiale des interrogations sur le changement d'utilisation des sols.

Lorsque ces surfaces deviennent plus larges (typiquement au minimum 100 x 100 km), elles deviennent inaccessibles à la mesure. Par ailleurs, elles mettent en jeu non seulement l'effet sur la température de l'air à 2 m, mais beaucoup plus généralement sur l'ensemble des variables climatiques : rayonnement solaire et insolation, pluviométrie, etc. Bien qu'il soit couramment admis que la désertification provoque une baisse de la pluviométrie ou, qu'à l'inverse, la présence de la forêt augmente celle-ci, les preuves expérimentales sont quasiment inexistantes. L'exemple plus documenté, celui de l'effet de l'irrigation dans les grandes plaines des USA sur 60 000 km², conduit à une absence d'effet significatif sur la pluviométrie (Moore et Rojstaczer, 2001). Et l'implication éventuelle de la déforestation des zones proches du golfe de Guinée sur la sécheresse au Sahel, si elle apparaît plausible (Monteny et Cazenave, 1989), reste à l'état d'hypothèse.

C'est donc essentiellement par la simulation, à partir de modèles météorologiques, qu'il apparaît possible d'évaluer l'impact de l'occupation du sol à grande échelle sur le climat. Le développement des modèles de circulation générale (MCG) a permis, à partir des années 1975, de commencer à aborder le problème : d'abord dans le cadre du Sahel, à partir des travaux pionniers de Charney (1975), pour évaluer la possibilité d'impliquer le rôle de la désertification de surface dans la sécheresse pluviométrique du Sahel.

Cette problématique de la rétroaction désertification/sécheresse, non totalement tranchée d'ailleurs à l'heure actuelle, est également intéressante pour bien percevoir les limites de la seule considération de l'albédo dans les implications des changements d'utilisation des sols.

De façon très simplifiée, on peut schématiser la démarche de Charney, en indiquant qu'il envisageait une relation causale entre l'augmentation de l'albédo (liée à la désertification), et du coup la diminution de l'énergie solaire absorbée, conduisant à un refroidissement en surface du désert qui allait ensuite limiter la convection, et par suite la pluie. Bien évidemment, ce raisonnement ne peut tenir qu'en absence de régulation par le facteur hydrique, comme l'ont indiqué Jackson et Idso (1975). Il semble admis actuellement que la relation entre température et albédo devrait résulter de la conjonction d'une phase de régulation hydrique tant que celle-ci peut intervenir, puis au-delà d'une phase de contrôle radiatif (valeurs de a au-delà de 0.3), en conditions désertiques, où la diminution de l'énergie solaire absorbée peut conduire à une diminution de T_s . Cette hypothèse, appuyée sur les travaux de terrain de Wendler et Eaton (1983), a pu être confirmée par des données satellitaires (Becker et Seguin, 1984). Ce cas de figure met bien en évidence l'interaction complexe entre l'albédo, la température de surface et l'alimentation hydrique.

De nombreuses études ont également été menées sur l'impact de la déforestation de l'Amazonie. Si les premières études pêchaient par manque de réalisme de la caractérisation des surfaces, il apparaît maintenant que les schémas de surface inclus dans les modèles numériques actuels permettent d'apporter des réponses valables à des questions sur l'influence de la déforestation en Amazonie ou de la plantation forestière en zone boréale (le réchauffement peut alors être évalué à plus de 5°C en moyenne, et 10° à certaines périodes, d'après Bonan et al., 1992).

Même si des situations complexes comme l'impact de l'agriculture au cours du dernier siècle aux USA donnent encore des résultats contradictoires (réchauffement de 0,1 à 0,2°C d'après Copeland et al., 1996 ; refroidissement de l'ordre de 2°C d'après Bonan, 1999), on peut espérer obtenir dans les prochaines années des évaluations définitivement fiables, si la nécessaire intégration des mécanismes déterminant le fonctionnement de la biosphère est suffisamment prise en compte par les modèles.

2.2.3.3. Usage des sols, albédo et stockage de carbone

Si le rôle de l'albédo est souvent évoqué à propos des conséquences possibles de l'usage des sols sur le climat, il doit cependant être replacé dans le contexte plus large des bilans radiatif et énergétique, faisant intervenir un nombre beaucoup plus grand de facteurs jouant sur ces bilans au niveau de la surface. Son rôle peut apparaître prédominant dans le cas de certaines transitions plus brutales (forêt/neige dans les zones septentrionales, désert/végétation pour les régions sèches), mais, en dehors de ces situations, il n'est qu'un des facteurs parmi d'autres. C'est en ce sens qu'il nous paraît nécessaire de prendre en considération l'étude publiée par Betts en 2000, qui a remis au premier plan cette influence de l'albédo.

Cet auteur a, en effet, attiré l'attention sur un effet des plantations forestières en zone boréale susceptible de diminuer grandement, ou même d'annuler totalement, le bénéfice escompté pour le stockage de carbone.

A partir des sorties du modèle HadAM3, il a été possible d'évaluer l'impact de la forêt par rapport à des terres arables en termes d'albédo (augmentation de la moyenne annuelle de 0,1 à 0,3, en grande partie à cause du recouvrement de la surface neigeuse en hiver), et de le convertir en forçage radiatif au niveau de la tropopause (allant de 3 W.m⁻² dans les zones tempérées à plus de 20 W.m⁻² pour les

forêts boréales de l'est du Canada et de la Sibérie), puis en équivalent de stockage de carbone qui donnerait l'effet identique de contribution au forçage radiatif par le CO₂ atmosphérique. C'est cette démarche originale qui permet d'obtenir des valeurs allant de 50 à 140 tC.ha⁻¹, à comparer à des estimations de capacité de stockage allant de 80 à 200 tC.ha⁻¹.

Les résultats présentés ne sont pas en eux-mêmes contestables au niveau des chiffres. La méthodologie proposée présente l'avantage d'exprimer dans les mêmes unités deux processus physiques a priori difficilement comparables entre eux, et c'est sa grande originalité. Cependant, il est permis de contester le choix fait de limiter le forçage radiatif au seul domaine solaire.

D'autres études (Bonan et al., 1992, par exemple) ont mis en évidence un réchauffement notable de la surface, dans la transition cultures → forêt boréale. La prise en compte de celui-ci, de l'ordre de 5°C en moyenne, serait susceptible de faire apparaître une augmentation des pertes dues au rayonnement terrestre, de l'ordre de 20 W.m⁻², susceptible d'annuler tout à partir du forçage évalué par Betts, avec un effet sur le rayonnement net pratiquement nul.

Il paraît donc indispensable, pour apprécier l'effet résultant d'une occupation du sol sur le climat, de considérer l'ensemble des mécanismes mis en jeu, en sachant que l'influence reste locale lorsque les surfaces sont de dimensions limitées (mettons jusqu'à 100 x 100 km), mais qu'au-delà leur effet de perturbation du climat risque de s'étendre à des zones plus éloignées.

Conclusion

Sur le fond, au-delà de la mise en œuvre de ces modèles, le débat reste ouvert sur la méthodologie à appliquer pour évaluer les effets d'un changement d'usage des sols par rapport à la potentialité de stockage du carbone. La méthode proposée par Betts (2000) apparaît très séduisante et pourrait effectivement être mise en œuvre, mais elle devrait être reprise et complétée en tenant compte :

- d'une part, de la composante "grandes longueurs d'onde" qu'il n'y a pas lieu d'ignorer dans le décompte du forçage radiatif. Betts signale les problèmes liés à l'estimation de l'émissivité, mais ils apparaissent plutôt du deuxième ordre... Il s'agira donc de raisonner en variation, non pas sur le seul rayonnement solaire absorbé, mais sur le rayonnement net R_n. Cela peut modifier notablement les résultats et, dans le cas des forêts des zones boréales, remettre en cause les conclusions de Betts, même s'il est difficile de porter des avis précis sans interagir avec l'étude de modélisation ;
- d'autre part, de l'effet induit en termes de "réchauffement/refroidissement" par lui-même. Par exemple, il n'y avait pas de raison qu'un type d'occupation du sol conduisant (en principe à cause d'une alimentation hydrique plus favorable) à un refroidissement se trouve en quelque sorte "pénalisé" parce qu'il correspond à un rayonnement net augmenté (albédo plus faible). C'est typiquement le cas d'une végétation implantée dans le désert...

Un bilan complet des effets d'une surface agricole sur le climat nécessiterait donc de considérer, à la fois :

- le forçage radiatif calculé en équivalents CO₂ et qui fait l'objet du protocole de Kyoto,
- le forçage énergétique, tenant compte de l'albédo, de la composante de grande longueur d'ondes et du flux de chaleur sensible H, ce dernier traduisant finalement assez bien la capacité d'échauffement d'une surface.

Toutefois, l'analyse complète des effets radiatifs et énergétiques de l'occupation des sols ne fait pas partie des négociations du protocole de Kyoto et elle est particulièrement difficile à conduire. En

revanche, le calcul d'un bilan de gaz à effet de serre complet a été tenté pour quelques systèmes agricoles.

2.2.4. Bilan de gaz à effet de serre des surfaces et des exploitations agricoles

(J.F. Soussana, J.C. Germon)

Etant donné les interactions entre la dynamique du carbone et les émissions de N₂O et CH₄ d'une part, le poids des pratiques culturales et de la fertilisation dans la consommation de carburants fossiles, d'autre part, il apparaît indispensable de prendre en considération le bilan de réchauffement global des systèmes de culture. Une telle synthèse a été réalisée par une équipe américaine et nous la présentons en conclusion (Tableau 2-17).

L'étude de Robertson et al. (2000) présente l'intérêt d'avoir été réalisée sur des systèmes de culture et des successions pratiqués pendant près de 40 ans sur 42 ha dans le Michigan (Kellogs Biological Station). Pour chaque système de culture, les variations du carbone du sol ont été déterminées durant cette période. Des mesures de flux de N₂O et de CH₄ ont été réalisées par l'équipe de Robertson, ainsi que des estimations des consommations de différentes catégories d'intrants. En revanche, l'accumulation de carbone dans la biomasse aérienne de la végétation ligneuse n'a pas été prise en compte dans le bilan, les auteurs jugeant que ce carbone serait rapidement retourné à l'atmosphère après récolte du bois.

Mode de gestion	Carbone du sol	Engrais azotés	Chaulage	Carburant	N ₂ O	CH ₄	PRG Net
Rotation maïs-soja-blé							
Système conventionnel	0	74	63	44	142	- 11	311
Semis direct	- 300	74	93	33	153	- 14	38
Faibles intrants	- 109	24	52	54	164	- 14	172
Système organique	- 79	0	0	52	153	- 14	112
Cultures pérennes							
Luzerne	- 439	0	218	22	161	- 16	- 54
Peuplier	- 319	14	0	5	27	- 14	- 286
Retour de terres agricoles vers la forêt							
Retour récent	- 600	0	0	0	41	- 16	- 575
Retour ancien	0	0	0	0	57	- 68	- 11

Tableau 2-17. Pouvoir de réchauffement global de différents systèmes de culture en fonction des pratiques agricoles et des modes de gestion des sols (équivalents C :kg/ha/an). D'après G.P. Robertson, E.A. Paul et R.R. Harwood, 2000. Convention : source >0 et puits <0.

Cette approche permet de montrer qu'un système de culture annuelle (par exemple, à faibles intrants) qui stocke du carbone dans le sol peut contribuer au pouvoir de réchauffement global, notamment via les émissions de N₂O. On peut noter, par ailleurs, que seules les végétations pérennes (cultures pérennes et début de succession secondaire) constituent des puits nets en terme de pouvoir de

réchauffement global. En revanche, le retour ancien de terres agricoles vers la forêt (plus de 60 ans) ne s'accompagne plus d'un stockage de carbone dans la matière organique du sol et les échanges de gaz à effet de serre de ce système avec l'atmosphère sont, en bilan, très faibles.

Les données de ce tableau ne peuvent certainement pas être extrapolées directement aux conditions propres à notre agriculture et à notre territoire. Toutefois, cette approche montre de façon synthétique le poids des différentes pratiques culturales sur l'intensité des émissions de CO₂, de N₂O et de CH₄ dans des systèmes cultivés proches des nôtres, et la nécessité de ne pas les envisager individuellement hors de leur contexte, mais en tenant compte de l'ensemble de ces trois gaz et des émissions liées aux consommations d'intrants.

2.3. Conclusion de la Partie 2.

Cet état de l'art permet de souligner les incertitudes et les besoins de recherche concernant :

- d'une part, la question des stocks de carbone des sols agricoles français et de leurs évolutions en fonction des pratiques agricoles ;
- d'autre part, la question du bilan de gaz à effet de serre des surfaces et des activités agricoles.

De plus, cet état de l'art montre également que les méthodes d'inventaire proposées par le GIEC se ramènent à des unités différentes :

- unité de surface en ce qui concerne les stocks de carbone des sols et des forêts,
- unité d'activité, via l'utilisation de facteurs d'émission pour les engrais ou pour le cheptel, en ce qui concerne les émissions de N_2O et de CH_4 .

Si la coexistence de principes différents de comptabilité (par surface ou par activité) ne pose pas de problème particulier pour les inventaires nationaux, elle rend le calcul d'un bilan par parcelle plus complexe. Par exemple, si un même troupeau utilise plusieurs parcelles, la méthode des facteurs d'émission de méthane par animal devra être adaptée pour estimer les émissions sur la parcelle considérée.

Il n'existe donc pas toujours de méthode comptable opérationnelle permettant de calculer et de vérifier l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre d'une parcelle agricole en fonction des pratiques qui lui sont appliquées.

L'état de l'art montre par conséquent qu'il n'est pas encore possible de fournir une estimation quantifiée et généralisable de l'ensemble des composantes du bilan de gaz à effet de serre d'une surface agricole en fonction des pratiques qui lui sont appliquées.

Dans la Partie suivante, nous proposons une méthode de calcul pour évaluer quantitativement et par hectare les effets des principaux changements de pratiques agricoles sur les stocks de carbone organique du sol. En revanche, du fait du manque de connaissances, les effets de ces pratiques sur les gaz à effet de serre autres que le CO_2 , sur les consommations d'intrants énergétiques à l'échelle de l'exploitation agricole et sur le bilan radiatif feront seulement l'objet d'une appréciation qualitative.

Annexe. Introduction au bilan radiatif et au bilan thermique de surface

(B. Seguin)

Albédo et rayonnement solaire absorbé

L'albédo représente la fraction du rayonnement d'origine solaire appelé global (somme du rayonnement direct et du rayonnement diffus) réfléchi par une surface dans un hémisphère (Guyot, 1997). Si l'on note R_G ce rayonnement global incident en surface, le bilan correspondant à l'énergie solaire absorbée s'écrit $(1 - a) R_G$ et est donc proportionnel au complément à 1 de l'albédo $(1 - a)$.

Pour faire le lien avec la notion de réflectance, utilisée en télédétection, il faut noter que l'albédo est la valeur moyenne de la réflectance spectrale hémisphérique pour l'ensemble du spectre solaire (de 0,3 à 3,0 μm). Mais dans le domaine de la télédétection, on considère généralement une mesure bidirectionnelle et non hémisphérique...

Les valeurs de l'albédo couvrent une gamme de variation très large, comme le montre le tableau A-1 (Guyot, 1997, d'après Arya, 1988). Des tableaux équivalents sont disponibles dans un grand nombre d'ouvrages (Geiger, 1950 ; Budyko, 1974 ; Kondratyev et al., 1981 ; Carson, 1981 ; etc.).

Type de surface	Autres caractéristiques	Albédo (a)
Eau	Faible angle zénithal de visée	0,03 – 0,10
	Fort angle zénithal de visée	0,10 – 0,50
Neige	ancienne	0,40 – 0,70
	fraîche	0,45 – 0,95
Glace	de mer	0,30 – 0,40
	de glacier	0,20 – 0,40
Sable nu	sec	0,35 – 0,45
	humide	0,20 – 0,30
Sol nu	argileux sec	0,20 – 0,35
	argileux humide	0,10 – 0,20
	humide avec chaumes	0,05 – 0,07
Surfaces artificielles	béton	0,17 – 0,27
	route goudronnée	0,05 – 0,10
Surfaces agricoles	prairies	0,16 – 0,26
	cultures (blé, riz, etc.)	0,10 – 0,25
	vergers	0,15 – 0,20
Forêts	arbres à feuilles caduques	0,10 – 0,20
	conifères	0,05 – 0,15

Tableau A-1. Valeurs moyennes de l'albédo des surfaces naturelles.

Ces valeurs sont des valeurs moyennes, sachant que la réflectance hémisphérique de toutes les surfaces varie, en premier lieu avec la hauteur du soleil, mais aussi très largement avec les propriétés de cette surface (qui diffèrent, par exemple, si la neige est fraîche ou ancienne, tassée, sale, poussiéreuse...). Cela étant dit, il est important de noter que la proportion d'énergie solaire absorbée va de 0,1 à 0,5 seulement pour un sol couvert de neige à 0,95 pour l'eau, en passant par 0,6 à 0,7 pour une surface désertique, 0,75 à 0,85 pour un sol nu, une culture ou une prairie, et 0,85 à 0,90 pour une végétation élevée. Dans le cas des surfaces végétales, la réflectance (et donc l'albédo) est d'autant plus faible que la structure du couvert conduit à une absorption plus forte résultant des réflexions

multiples : il existe donc une relation au premier ordre décroissante entre albédo et hauteur du couvert, sous réserve que la densité du couvert soit suffisante.

A un instant donné, une forêt ou une surface d'eau vont donc absorber de 2 à 5 fois plus d'énergie solaire qu'une surface neigeuse, et de 15 à 20% de plus qu'une culture ou un sol nu (sauf pour le désert, presque aussi réfléchissant qu'une neige).

Si l'on considère que l'énergie solaire correspond, à l'échelle du globe et en moyenne, à un niveau de 240 W.m^{-2} en surface, et que l'on compare cette valeur à l'estimation de l'augmentation déjà acquise de l'effet de serre anthropique de l'ordre de $2,5 \text{ W.m}^{-2}$ (Le Treut et Jancovici, 2001), il est clair que l'albédo apparaît comme un facteur essentiel de variation du climat.

Ce n'est d'ailleurs pas une découverte récente : sans remonter trop loin dans le temps, notons que l'albédo a fait l'objet de nombreuses estimations et mesures dans le milieu du XX^e siècle, et que l'ouvrage de Budyko (1974) proposait des cartographies à l'échelle planétaire permettant d'évaluer l'énergie solaire absorbée, en complément de son atlas du bilan radiatif de la terre (Budyko 1956). Les valeurs publiées sont d'ailleurs encore d'actualité aujourd'hui. Les données satellitaires ont certes permis, depuis une vingtaine d'années, de renouveler le mode d'approche de l'albédo, et de revoir à la hausse, par exemple, les valeurs pour les zones désertiques d'Afrique (supérieures à 0,40 alors qu'elles étaient plutôt données à 0,25-0,30 dans les années 70). L'estimation satellitaire n'est pas évidente car, outre les problèmes de physique de la mesure inhérente aux données de télédétection, il faut pouvoir passer d'une mesure spectrale (dans les bandes bien délimitées) et bidirectionnelle à une mesure moyenne hémisphérique. Quoiqu'il en soit, aussi bien la connaissance expérimentale que déterministe de l'albédo des surfaces naturelles permet maintenant d'en proposer une mesure ou une estimation à environ $\pm 0,02$ près (sauf pour la neige, beaucoup plus variable).

Vers le bilan radiatif (rayonnement net)

Si l'on en reste à cette notion de rayonnement solaire absorbé, on peut en conclure qu'une surface va d'autant plus s'échauffer que son albédo est faible. C'est d'ailleurs implicitement ce que semblent indiquer des allusions rapides au rôle de l'albédo, comme dans l'ouvrage de Le Treut et Jancovici (2001) où l'on peut lire (p. 13) : "Enfin, boiser une surface agricole ou une prairie modifie l'albédo : une forêt réfléchit 5 à 15% seulement de la lumière incidente, alors qu'une prairie en réfléchit jusqu'à 25%. En plantant des arbres à la place d'une prairie, par exemple, on pourrait contribuer à augmenter l'énergie reçue par la machine climatique" !

Or, cette énergie ne se limite pas au seul rayonnement solaire absorbé, puisque intervient également le rayonnement de grande longueur d'onde (dit parfois rayonnement thermique) qui est mis en jeu par l'effet de serre.

En effet, les surfaces terrestres émettent en permanence un rayonnement en gros proportionnel à la puissance 4^e de leur température (suivant la loi de Stefan-Boltzmann), plus ou moins modulé par leur émissivité, que l'on peut considérer comme voisine de 1 en première approximation. Ce rayonnement se situe dans une gamme de longueurs d'onde (de 5 à $15\mu\text{m}$) supérieure à celle du rayonnement solaire (Figure A-1), que l'on peut qualifier d'infrarouge thermique.

Ce rayonnement terrestre, noté R_T , est incomplètement absorbé par l'atmosphère (en particulier dans la fenêtre atmosphérique entre 8 et $14 \mu\text{m}$) lorsque le ciel est clair, mais il l'est d'autant plus que l'atmosphère contient des GES (H_2O , CO_2 , etc.), puisque c'est à ce niveau que s'exerce l'effet de

serre. Il est totalement absorbé par les nuages dès qu'ils atteignent une épaisseur de quelques dizaines de mètres (1 mm d'eau liquide suffit pour une absorption quasi-complète).

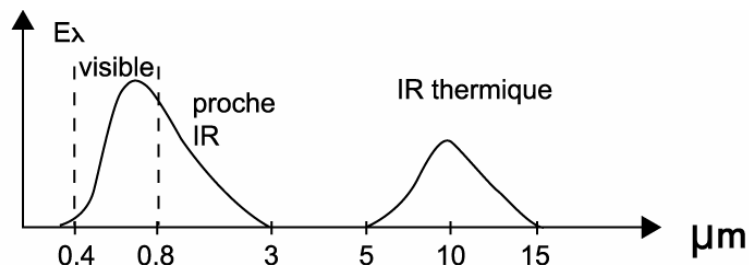


Figure A-1. Les caractéristiques spectrales du rayonnement solaire et de l'IR thermique

En retour, l'atmosphère réémet par le même processus vers l'espace, mais aussi vers le sol, un rayonnement appelé atmosphérique (noté R_A) qui dépend de la température de la couche d'émission, de sa concentration en vapeur d'eau et aussi de la couverture nuageuse.

Le bilan pour le sol de ces échanges de grande longueur d'onde se traduit par une perte ($R_T - R_A$) variant entre 0 (par ciel totalement couvert) et 100 à 150 $W.m^{-2}$ (par ciel très clair et sec).

Ces valeurs sont, certes, très inférieures aux valeurs maximales du rayonnement solaire (de 1 000 à 1 100 $W.m^{-2}$ à midi en été, sachant que la constante solaire aux confins de l'atmosphère est un peu inférieure à 1 400 $W.m^{-2}$). Mais elles interviennent de manière quasi-permanente, avec peu de variation entre le jour et la nuit, alors que le rayonnement solaire suit une variation très forte au cours de la journée et est nul la nuit. Pour la valeur planétaire moyenne sur l'année de 240 $W.m^{-2}$ pour le rayonnement solaire, les valeurs d'énergie solaire absorbée sont de l'ordre de 50 à 200 $W.m^{-2}$ suivant l'albédo. On constate donc que le poids des deux composantes (solaire d'un côté, de grande longueur d'onde de l'autre) est du même ordre de grandeur.

Le bilan radiatif, traduit par le rayonnement net R_n ,

$$R_n = (1-a) R_G - (R_T - R_A)$$

n'est pas conditionné, à un endroit donné, par le seul albédo, mais aussi par le niveau de la température de surface T_s (en admettant que les rayonnements solaire R_G et atmosphérique R_A ne sont pas modifiés par l'usage du sol, ce qui est en grande partie vrai à l'échelle locale, mais moins à plus grande échelle climatique).

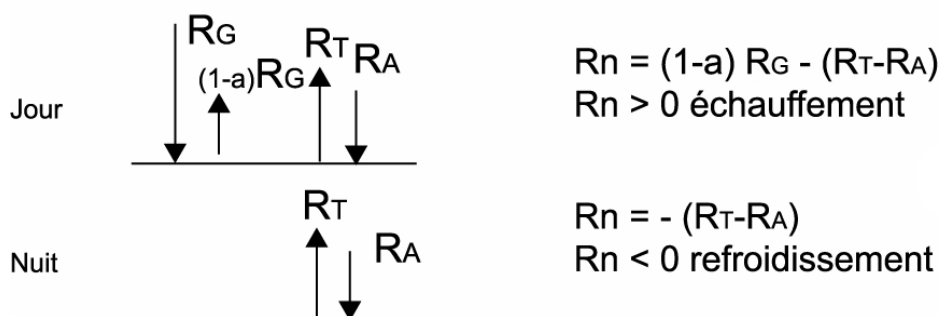


Figure A-2. Représentation schématique des termes du bilan radiatif de surface, de jour et de nuit.

Ce bilan radiatif est extrêmement variable dans le temps (voir, Figure A-3, une courbe typique) et dans l'espace.

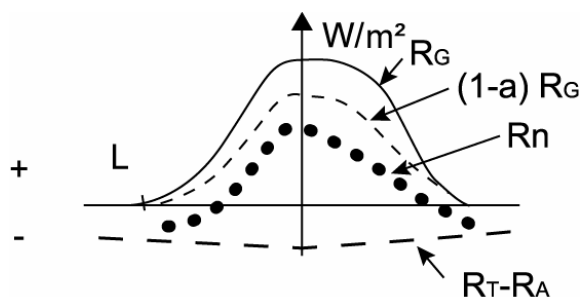


Figure A-3. Exemple d'évolution diurne des composantes du rayonnement par journée claire.

En pratique cependant, l'effet de l'usage du sol sur le bilan radiatif est tout de même largement déterminé par l'énergie solaire absorbée, et la prise en compte de la composante de grande longueur d'onde ne modifie pas le classement : neige, désert, sol nu, prairie/cultures, forêt allant des valeurs les plus faibles aux plus fortes du R_n . Par exemple, il est possible de citer les résultats obtenus en Amazonie dans le cadre de la campagne de mesures ABRACOS : le rayonnement net R_n varie entre 9,7 et 13,3 $\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour la forêt et entre 3,4 et 11,3 $\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ sur la prairie qui succède à la déforestation, avec en moyenne une valeur inférieure de 11,1% à celle observée pour la forêt (Culf et al., 1996).

Les flux de surface et le bilan d'énergie

Il reste que, dans le classement précédent, neige et désert sont très proches !... Le bilan radiatif n'est donc pas le seul facteur explicatif de l'échauffement des surfaces, dont il faut rechercher le déterminisme dans l'utilisation de cette énergie radiative par la surface.

Dans le cas de la journée (la situation de nuit se traduit par des cas de figure quasiment inverses), cette énergie est absorbée en partie par le sol (flux G), sous forme de conduction (suivant des proportions qui varient d'entre 5 ou 10% sur un sol humide ou couvert de végétation à 50% sur un sol nu). Le reste est échangé avec l'atmosphère par le processus de convection (se traduisant par des échanges turbulents en présence de vent, ou de convection libre par temps calme), qui concerne :

- d'une part, le flux de chaleur dit "sensible" (noté H), correspondant à l'échauffement de l'air à partir du sol,
- d'autre part, le flux de chaleur latente (noté LE), correspondant à la perte de chaleur par évaporation (pour les nappes d'eau ou les sols) ou évapotranspiration (en cas de présence de couvert végétal).

C'est ainsi que les échanges sont régulés par l'équation du bilan énergétique, qui s'écrit de manière simplifiée : $R_n = G + H + LE$

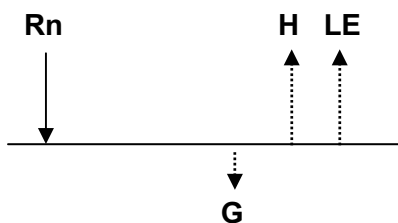


Figure A-4. Les composantes du bilan d'énergie (en journée).

Le flux dans le sol G pouvant être négligé en première approximation, il apparaît que l'énergie disponible ($R_n - G$) se répartit entre les deux flux convectifs H et LE , et de fait c'est *cette partition qui va jouer, au final, sur l'effet de l'usage des sols sur le climat, bien au-delà du seul albédo.*

En effet, dans les cas où il n'y a pas de restriction sensible d'alimentation hydrique (cas des couverts végétaux et des sols humides), la très grande partie de l'énergie est consommée par chaleur latente LE (qui se rapproche alors de l'évaporation ou de l'évapotranspiration potentielle), et le flux H , qui induit le réchauffement du système, sera faible.

Par contre, en situation de déficit hydrique (sol nu quelques jours après une pluie, conditions de végétation sèches), cette possibilité se réduit (le niveau de LE devient inférieur à la valeur potentielle) et le flux H devient prédominant, et approche la valeur du rayonnement net. C'est ainsi qu'un désert peut s'échauffer notablement bien que son rayonnement net soit inférieur à celui d'un couvert végétal dans le même site, alors que la forêt utilisera la quasi-totalité de son rayonnement net en évapotranspiration LE . C'est donc, au total, le flux H qui va déterminer le niveau final d'énergie responsable de l'échauffement climatique, alors que le flux LE conduit à une émission de vapeur d'eau (pouvant aller jusqu'à 10mm/jour) dans le système atmosphérique.

Un couvert végétal est donc susceptible de jouer notablement sur le microclimat local au-dessus de lui, non seulement par son albédo, mais aussi par sa capacité à extraire l'eau du sol par son système racinaire et à réguler l'évapotranspiration par l'ouverture de ses stomates. Pour être complet, il jouera aussi un rôle sur le plan de l'interception de l'eau de pluie, de l'égouttement, etc. Il faut également, pour que l'équation du bilan d'énergie puisse être résolue et permette, alors, de fixer la valeur de la variable d'équilibre représentée par la température de surface T_s pour une température de l'air T_a donnée, prendre en compte la valeur de la rugosité de surface, paramètre aérodynamique qui joue sur l'intensité des écarts convectifs au-dessus de la surface, et donc les écarts $T_s - T_a$.

Remarque : L'analyse du bilan énergétique pour une surface neigeuse fait intervenir les mêmes processus, mais évidemment différents pour le flux de chaleur latente, correspondant ici à une évaporation, mais aussi possiblement à une sublimation, avec un processus physique très différent pour le flux de chaleur par conduction. De plus, la température de surface est maintenue à 0°C (température de la glace fondante), ce qui induit des conditions particulières pour l'air au voisinage de sa surface. Le déterminisme global du bilan d'énergie se raisonne donc de manière très différente de celui d'un sol d'un couvert végétal ou d'une nappe d'eau (qui se rapproche des deux précédents, sauf sur la nature du flux de conduction, mais peut être traité par un formalisme assez équivalent).

Références bibliographiques

- Altieri, M. A. (1999). "The ecological role of biodiversity in agroecosystems." *Agriculture Ecosystems and Environment* 74 (n°sp. 1/3 : Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes.): 19-31.
- Arrouays, D., J. L. Kiccin, et al. (1994). "Evolution des stocks de carbone des sols après déforestation : analyse spatio-temporelle à l'échelle d'un paysage pédologique." *Etude et Gestion des Sols* 1(2): 7-15.
- Arrouays, D. et P. Pélessier (1994). "Modeling carbon storage profiles in temperate forest humic loamy soils of France." *Soil Science* 157(3): 185-192.
- Arrouays, D. et P. Pélessier (1994). "Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France." *Plant and Soil* 160(2): 215-223.
- Arrouays, D., W. Deslais, et al. (1999). "Stocks de carbone dans les sols de France : quelles estimations?" *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 278-292.
- Arrouays, D., W. Deslais, et al. (2001). "The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France." *Soil Use and Management* 17(1): 7-11.
- Arya, S. (1998). *Introduction to micrometeorology.*, Academic Press.
- Aulakh, M. S., J. W. Doran, et al. (1992). "Soil denitrification : significance, measurement and effects of management." *Advances in Soil Science* 18: 1-57.
- Balesdent, J. et B. Guillet (1982). "Les datations par le 14C des matières organiques des sols. Contribution à l'étude de l'humification et du renouvellement des substances humiques." *Science du Sol* 2: 93-112.
- Balesdent, J. et M. Balabane (1996). "Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils." *Soil Biology and Biochemistry* 28(9): 1261-1263.
- Balesdent, J. et A. Mariotti (1996). Measurement of soil organic matter turnover using 13C natural abundances. Mass spectrometry of soils. T. W. Boutton and S. I. Yamasaki. New York, Marcel Dekker Inc.: 83-111.
- Balesdent, J. (1996). "The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils." *European Journal of Soil Science* 47(4): 485-493.
- Balesdent, J. et C. Nys (1996). Potentiel de stockage de carbone dans les sols de France., Ministère de l'Environnement, DGAD/SRAE: 57 pp.
- Balesdent, J. et S. Recous (1997). "Les temps de résidence du carbone et le potentiel de stockage de carbone dans quelques sols cultivés français." *Canadian Journal of Soil Science* 77(2): 187-193.
- Balesdent, J. (1997). "Matière organique des sols : questions, concepts, méthodologie. 2 : Dynamique du carbone." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 83(6): 99-110.
- Balesdent, J., C. Chenu, et al. (2000). "Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage." *Soil and Tillage Research* 53(n° sp. : Tillage, mineralization and leaching): 215-230.
- Balesdent, J. (2001). Evaluating the RothC Model pools using fractionation and 13C natural abundance tracing. Meeting Assessing Soil Fertility, Londres, GBR.
- Ball, B. C., M.V. Cheshire, et al. (1996). "Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactibility and plasticity of two soils in a long-term experiment." *Soil and Tillage Research* 39: 143-160.
- Ball, B. C., D. J. Campbell, et al. (2000). "Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in the UK." *Soil and Tillage Research* 57(1/2): 83-91.
- Batjes, N. H. (1996). "Total organic carbon and nitrogen in soils of the world." *European Journal of Soil Science* 47(2): 151-163.
- Bauer, A. et A. L. Black (1992). "Organic carbon effects on available water capacity of three soil textural groups." *Soil Science Society of America Journal* 56(1): 248-254.
- Becker, F. et B. Seguin (1984). "Determination of surface parameters and fluxes for climate studies from space observation." *Advances in Space Research* 5: 299-317.
- Belkacem, S. et C. Nys (1998). Evaluation des stocks de carbone dans les sols forestiers. Importance de la sylviculture et du milieu sur la variabilité. 68 pp.

- Bernoux, M., D. Arrouays, et al. (1998). "Modeling vertical distribution of carbon in oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondonia)." *Soil Science* 163(12): 941-951.
- Betts, R. A. (2000). "Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo." *Nature* 408: 187-190.
- Bigorre, F., D. Tessier, et al. (2000). "Contribution des argiles et des matières organiques à la rétention d'eau dans les sols. Signification et rôle fondamental de la capacité d'échange en cations." *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série IIA* 330(4): 245-250.
- Bonan, G. B., D. Pollard, et al. (1992). "Effects of boreal forest vegetation on global climate." *Nature* 359: 716-718.
- Bonan, G. B. (1999). "Frost followed the plough : impacts of deforestation on the climate of the United States." *Ecological Applications* 9: 1305-1315.
- Bossata, E. et G. Agren (1991). "Dynamics of carbon and nitrogen in the organic matter of the soil : a generic theory." *American Naturalist* 138: 227-245.
- Bouwman, A.F. (1996). "Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46(1): 53-70.
- Bracho, A., M. Contreras, et al. (1999). "Changes in the amount and biodiversity of mesofauna in a degraded ultisol by the application of organic manure." *Revista de la Facultad de Agronomía, Universidad del Zulia* 16: 187-195.
- Bremner, J. M. et A. M. Blackmer (1981). *Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide.* C. C. Delwiche. New York, John Wiley: 151-170.
- Bruinjnzeel, L. A. (1996). *Predicting the hydrological impacts of land cover transformation in the humid tropics : the need for integrated research. Amazonian deforestation and climate.* J. H. C. Gash, C. A. Nobre, J. M. Roberts and R. L. Victoria, Wiley: 15-57.
- Budyko, M. I. (1956). *Heat balance of the earth surface.* Leningrad, Gidrometeoizdat.
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and life.*, Academic Press.
- Budyko, M. I. (1977). *Climatic changes.*, American Geophysical Union.
- Calvet, R. (1989). "Adsorption of organic chemicals in soils." *Environmental Health Perspectives* 83: 145-177.
- Cambier, P. et I. Lamy (1999). *Différents aspects des interactions entre les matières organiques des sols et les micropolluants minéraux.* C. Le Coz, B. Tassin and D. Thévenot. Paris, Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées: 93-106.
- Carson, D. J. (1981). *Current parametrizations of land surface processes in atmospheric general circulation models.* Land surface processes in atmospheric general circulation models. P. S. Eagleson, Cambridge University Press: 67-108.
- Carter, M. R. (2001). *Organic matter and sustainability. Sustainable management of soil organic matter.* R. M. Rees, B. C. Ball, C. D. Campbell and C. A. Watson: 9-22.
- Cellier, P. et P. Laville (1999). "Les émissions de N₂O par les sols agricoles en France : quelle évaluation possible ?" *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 177-192.
- Cerri, C., M. Bernoux, et al. (2000). *Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. Global climate change and tropical ecosystems.* Boca Raton, USA, CRC Press: 33-50.
- Chaney, K. et R. S. Swift (1984). "The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils." *Journal of Soil Science* 35: 223-230.
- Charney, J. G. (1975). "Dynamics of deserts and drought in the Sahel." *Quarterly journal of the Royal Meteorological Society* 101: 193-202.
- Charney, J. G., W. J. Quirk, et al. (1977). "A comparative study of the effects of albedo change on drought in the semi-arid regions." *Journal of Atmospheric Science* 34: 1366-1385.
- Charru, M., J. L. Bochu, et al. (2001). *Faisabilité écologique de la valorisation énergétique de la paille en Ile-de-France.*, Association Solagro.

- Chaussod, R., B. Nicolardot, et al. (1986). "Mesure en routine de la biomasse microbienne des sols par la méthode de fumigation au chloroforme." *Science du Sol* 2: 213-226.
- Chenu, C., Y. Le Bissonnais, et al. (2000). "Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability." *Soil Science Society of America Journal* 64: 1479-1486.
- Christensen, B. T. (1992). "Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle-size and density separates." *Advances in Soil Science* 20: 2-99.
- Cogo, N. P., W. C. Moldenhauer, et al. (1984). "Soil loss reduction from conservation tillage practices." *Soil Science Society of America Journal* 48: 368-373.
- Combes, A. (1998). *Elaboration d'un référentiel pour le calcul des bilans énergétiques en agriculture.*, ENESAD.
- Conen, F., K. E. Dobbie, et al. (2000). "Predicting N₂O emissions from agricultural land through related parameters." *Global Change Biology* 5: 426-471.
- Copeland, J. H., R. A. Pielke, et al. (1996). "Potential climatic impacts of vegetation change : a regional modeling study." *Journal of Geophysical Research* 101: 7409-7418.
- Courault, D., P. Cauchi, et al. (1996). "Analyse des variations spatiales de température de l'air en fonction de l'occupation de la surface." *Photo-interprétation*(3-4): 19-32.
- Courault, D., P. Clastre, et al. (1998). Analysis of spatial variability of air temperature at regional scale using remote sensing data and SVAT model. 1st International Conference on Geospatial Information in Agriculture and Forestry, Lake Buana Vista, Florida, USA.
- Cox, P.M., R.A. Betts, et al. (2000). "Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model." *Nature* 408(6813): 750-750.
- Culf, A. D., J. L. Esteves, et al. (1996). Radiation, temperature and humidity over forest and pasture in Amazonia. *Amazonian deforestation and climate*. J. H. C. Gash, C. A. Nobre, J. M. Roberts and R. L. Victoria, Wiley: 120-192.
- Curtin, D. et H. P. W. Rostad (1997). "Cation exchange capacity and buffer potential of Saskatchewan soils estimated from texture, organic matter and pH." *Canadian Journal of Soil Science* 77: 621-626.
- Da Silva, A. P., B. D. Kay, et al. (1997). "Management versus inherent soil properties effects on bulk density and relative compaction." *Soil and Tillage Research* 44(1): 81-93.
- Degens, B. P., L. A. Schipper, et al. (2000). "Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial communities." *Soil Biology and Biochemistry* 32: 189-196.
- Dohlman, A. J., M. A. Siwa Dias, et al. (1999). "Mesoscale effects of tropical deforestation in Amazonia : preparatory LBA modelling studies." *Annales Geophysicae* 17: 1095-1110.
- Doran, J.W., L.L. Milke, et al. (1990). Microbial activity as regulated by soil water-filled pore space. 14th International Soil Science Conference. Kyoto, Japon.
- Doube, B. M. et O. Schmidt (1997). Can the abundance or activity of soil macrofauna be used to indicate the biological health of soils ? *Biological indicators of soil health*. C. Pankhurst, B. M. Doube and G. V.V.S.R. Wallingford, CAB International: 265-296.
- Drinkwater, L. E., P. Wagoner, et al. (1998). "Legume-base cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses." *Nature* 396: 262-265.
- Dupouey, J. L. et G. Pignard (1999). "Le carbone dans la biomasse forestière française, stocks actuels et variations à long terme." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 293-310.
- Edwards, L., J. R. Burney, et al. (2000). "Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada." *Agriculture Ecosystems and Environment* 81(3): 217-222.
- Ellert, B. H. et J. R. Bettany (1995). "Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management practices." *Canadian Journal of Soil Science* 75: 529-538.
- Ellert, B. H. et E. G. Gregorich (1995). Management induced changes in the activity cycling fractions of soil organic matter. Carbon forms and functions in forest soils. M. W.W. and M. J. Kelly. Madison, WI, USA, Soil Science Society of America Inc.: 119-138.

- Elzein, A. et J. Balesdent (1995). "A mechanistic simulation of the vertical distribution of carbon concentrations and residence time in soils." *Soil Science Society of America Journal* 59: 1328-1335.
- Fazzolari, E., A. Mariotti, et al. (1990). "Nitrate reduction to ammonia : a dissimilatory process in *Enterobacter amnigenus*." *Canadian Journal of Microbiology* 36: 779-785.
- Feller, C. (1978). "Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols : application aux sols tropicaux à texture grossière, très pauvres en humus." *Cahiers ORSTOM, Série Pédologie* 17: 339-346.
- Feller, C. et M. H. Beare (1997). "Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics." *Geoderma* 79: 69-116.
- Feller, C., J. Balesdent, et al. (2001). Approaching "functional" soil organic matter pools through particle-size fractionation : examples for tropical soils. *Assessment methods for soil carbon*. R. Lal, J. Kimble, R. Follett and B. A. Stewart, CRC Press: 53-67.
- Fisher, M. J., I. M. Rao, et al. (1994). "Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in South American savannas." *Nature* 371: 236-238.
- Fontelle, J.P., J.P. Chang, et al. (2001). Inventaires des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations unies sur le Changement Climatique. CITEPA-MATE, Paris: 40 pp.
- Fraser (1997). The impact of soil and crop management on soil macrofauna. *Soil biota management in sustainable farming systems*. C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta and P. R. Grace. Victoria, CSIRO: 125-.
- Garrido, F., C. Hénault, et al. (2002). "N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials." *Soil Biology and Biochemistry* 34(5): 559-575.
- Geiger, R. (1950). *Climate near the ground*., Harvard University Press.
- Germon, J. C., J. C. Taureau, et al. (1994). Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage des nitrates. *Simplification du travail du sol*. G. Monnier, G. Thévenet and B. Lesaffre. Paris, INRA Editions. 65: 125-154.
- Germon, J. C., C. Hénault, et al. (1999). "Mécanismes de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N₂O à l'échelle agronomique." *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 148-162.
- GIEC (1990). *Climate change 1990*.
- GIEC (1992). *Climate change 1992. The supplementary report to the IPCC scientific assessment*., IPCC Scientific Assessment Working Group: 100 pp.
- GIEC (1994). *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Paris.
- GIEC (1996). *Revised guidelines for national greenhouse gas inventories*. Cambridge University Press, IPCC.
- GIEC (1996). *Climate change 1995. The science of climate change. Contribution of working group I to the 2nd assessment report of the IPCC*., IPCC, Cambridge University Press.
- GIEC (1996). *Climate change 1995. Impacts, adaptation and mitigation of climate change : scientific, technical analysis, contribution of working group II to the 2nd assessment reports of the IPCC*., IPCC. Cambridge University Press.
- GIEC (1997). *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. OCDE, Paris.
- GIEC (2000). *Land use, land-use change and forestry. (LULUCF)*. Cambridge University Press, U.K., OMM.
- GIEC (2000). *Good practice, guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Chapitre 4 : Agriculture*., IPCC task force on national greenhouse gas inventories: 94 pp.
- GIEC (2001). *Climate change 2001 : the scientific basis contribution*. Cambridge University Press.
- GIEC (2001). *Climate change : impacts, adaptation and vulnerability*. Cambridge University Press, IPCC.
- Gleixner, G., N. Poirier, et al. (2002). "Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil." *Organic Geochemistry* 33: 357-366.
- Golchin, A., J. M. Oades, et al. (1994). "Soil structure and carbon cycling." *Australian Journal of Soil Research* 32: 1043-1068.

- Golchin, A., P. Clarke, et al. (1995). "The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils." *Australian Journal of Soil Research* 33: 975-993.
- Golchin, A., J. M. Oades, et al. (1995). "Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by ¹³C natural abundances, pyrolysis mass spectrometry and solid-state ¹³C NMR spectroscopy in density fractions of an oxisol under forest and pasture." *Australian Journal of Soil Research* 33: 59-76.
- Gomez, E., V. Bisaro, et al. (2000). "Potential C-source utilization patterns of bacterial communities as influenced by clearing and land use in a vertic soil of Argentina." *Applied Soil Ecology* 15(3): 273-281.
- Gregorich, E. G., M. R. Carter, et al. (1995). "Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils." *Canadian Journal of Soil Science* 74: 367-385.
- Gregorich, E. G., M. R. Carter, et al. (1997). Biological attributes of soil quality. Soil quality for crop production and ecosystem health. E. G. Gregorich and M. R. Carter. Amsterdam, Elsevier. 25: 81-113.
- Guérif, J. et A. Faure (1979). "Rôle de la matière organique sur le comportement de sols au compactage. I- Etude statistique." *Annales Agronomiques* 30: 387-399.
- Gupta, V. V. S. R. (1997). The impact of soil and crop management practices on the dynamics of soil microfauna and mesofauna. Soil biota management in sustainable farming systems. C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta and P. R. Grace. Victoria, CSIRO: 107-124.
- Gurney, K.R., R.M. Law, et al. (2002). "Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models." *Nature* 415(6872): 626-630.
- Guyot, G. et B. Seguin (1978). "Influence du bocage sur le climat d'une petite région : résultats des mesures effectuées en Bretagne." *Agricultural Meteorology* 19: 411-430.
- Guyot, G. (1997). *Climatologie de l'environnement*, Masson.
- Hall, S. J. et P. A. Matson (1999). "Nitrogen oxide emissions after N additions in tropical forests." *Nature* 400: 152-155.
- Hamblin, A. P. et D. B. Davies (1977). "Influence of organic matter on the physical properties of some east Anglian soils of high silt content." *Journal of Soil Science* 28: 11-22.
- Hassink, J. (1996). "Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity." *Soil Science Society of America Journal* 60: 487-491.
- Hassink, J. et A.P. Witmore (1997). "A model of the physical protection of organic matter in soils." *Soil Science Society of America Journal* 61: 131-139.
- Haynes, R. J., R. S. Swift, et al. (1991). "Influence of mixed cropping rotations (pasture -arable) on organic matter content, stable aggregation and clod porosity in a group of soils." *Soil and Tillage Research* 19: 77-87.
- Haynes, R. J., P. M. Fraser, et al. (1993). Earthworm population size and composition, and microbial biomass: effect of pastoral and arable management in Canterbury, New Zealand. International symposium on the significance and regulation of soil biodiversity., Michigan State University, East Lansing, USA.
- Hein, R., P. J. Crutzen, et al. (1997). "An inverse modelling approach to investigate the global atmospheric methane cycle." *Global Biogeochemical Cycles* 11: 43-76.
- Hénault, C., X. Devis, et al. (1998). "Nitrous oxide emission under different soil and land management conditions." *Biology and Fertility of Soils* 26: 199-207.
- Hénault, C., X. Devis, et al. (1998). "Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions." *Biology and Fertility of Soils* 26(Special issue : Soils and climate change): 299-306.
- Hénault, C. et J. C. Germon (2000). "NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale." *European Journal of Soil Science* 51: 257-270.
- Hénault, C., D. Chèneby, et al. (2001). "Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale." *Agronomie* 21: 713-723.
- Hénin, S. et M. Dupuis (1945). "Essai de bilan de la matière organique du sol." *Annales Agronomiques* 15: 17-29.

- Houghton, R. A. (1995). Balancing the global carbon cycle with terrestrial ecosystems. The role of non-living organic matter in the earth's carbon cycle. R. G. Zepp and C. Sonntag. New-York, John Wiley and Sons: 133-152.
- Hudson, D. D. (1994). "Soil organic matter and water holding capacity." *Journal of Soil and Water Conservation* 49: 189-194.
- Jackson, R. D. et S. B. Idso (1975). "Surface albedo and desertification." *Science* 189: 1012-1013.
- Jenkinson, D. S. (1965). "Studies on the decomposition of plant material in soil. I : Losses of carbon from ¹⁴C labeled rye-grass incubated with soil in the field." *Journal of Soil Science* 16: 104-115.
- Jenkinson, D. S. et J. H. Rayner (1977). "The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments." *Soil Science* 123: 298-305.
- Jenkinson, D. S., D. E. Adams, et al. (1991). "Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming." *Nature* 351: 304-306.
- Jolivet, C. et D. Arrouays (1997). "Comparaison de quelques méthodes de détermination des teneurs en carbone et en matière organique des sols sableux des Landes de Gascogne." *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Série 2* 324: 393-400.
- Jolivet, C., D. Arrouays, et al. (1997). "Soil organic carbon dynamics in forested spodosols converted to maize cropping." *Plant and Soil* 191: 225-231.
- Jolivet, C., D. Arrouays, et al. (1998). "Comparison between analytical methods for organic carbon and organic matter determinations in sandy spodosols of France." *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29(15/16): 2227-2233.
- Jolivet, C., L. Boulonne, et al. (2002). Cahier des charges destiné à la mise en place et au suivi des sites du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols. Orléans, INRA Infosol: 36 pp.
- Jolivet, C., D. Arrouays, et al. (2002). Clear-cutting effects on soil organic matter content and quality in a temperate maritime pine forest. A spatial and temporal assessment. 17e Congrès Mondial de Science du Sol, Bangkok, Thaïlande.
- Joulian, C., S. Escoffier, et al. (1997). "Populations and potential activities of methanogens and methanotrophs in rice fields : relations with soil properties." *European Journal of Soil Biology* 33: 105-116.
- Juste, C. (1993). *Matières organiques et comportement des éléments traces dans le sol. Matières organiques et agricultures.* J. Decroux and J. C. Ignazi. Blois, GEMAS - COMIFER: 115-123.
- Kay, B. D., A. P. da Silva, et al. (1997). "Sensitivity of soil structure to changes in organic carbon content : predictions using pedotransfer functions." *Canadian Journal of Soil Science* 77: 655-667.
- Kicklighter, D.W., M. Bruno, et al. (1999). "A first order analysis of the potential role of CO₂ fertilization to affect the global carbon budget : a comparison of four terrestrial biosphere models." *Tellus B* 51(2): 343-366.
- Kicklighter, D.W., J.M. Melillo, et al. (1994). "Aspects of spatial and temporal aggregation in estimating regional carbon dioxide fluxes from temperate forest soils." *Journal of Geophysical Research* 99: 1303-1315.
- Kondratyev, K. Y., V. I. Korzov, et al. (1981). The shortwave albedo and the surface emissivity. Land surface processes in atmospheric general circulation models. P. S. Eagleson, Cambridge University Press: 463-515.
- Koutika, L., F. Bartoli, et al. (1999). "Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in eastern amazon basin." *Geoderma* 76: 87-112.
- Kroeze, C., A. Mosier, et al. (1999). "Closing the N₂O budget : a retrospective analysis." *Global Biogeochemical Cycles* 13: 1-8.
- Ladyman S.J. et E.D. Harkness (1980). "Carbon isotope measurements as an index of soil development." *Radiocarbon* 22(3): 885-891.
- Lagouarde, J. P., Y. Brunet, et al. (1988). *Cartographie de l'évapotranspiration en vue de la modélisation à méso-échelle.*, INRA-Bioclimatologie Avignon: 12 pp.
- Lal, R., J. M. Kimble, et al. (2000). *Global climate change and pedogenic carbonates.* Boca Raton, FL, USA, CRC-Lewis Publishers.

- Lal, R., J. Kimble, et al. (2001). Assessment methods for soil carbon., CRC Press.
- Lambert (1996). Application de l'analyse de cycle de vie en agriculture, cas des grandes cultures., Université Paris XIII.
- Lamy, I. et S. Bourgeois (1994). "Pb and Cd complexation with soluble organic carbon and speciation in alkaline soil leachates." *Environmental Geochemistry and Health* 16: 1-6.
- Laville, P., C. Hénault, et al. (1997). "Field comparison of nitrous oxide emission measurement using micrometeorological and chambers methods." *Agronomie* 17: 375-388.
- Laville, P., C. Jambert, et al. (1999). "Nitrous oxide fluxes from a fertilized maize crop using micrometeorological and chambers methods." *Agricultural and Forest Meteorology* 96: 19-38.
- Le Bissonnais, Y. et D. Arrouays (1997). "Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents." *European Journal of Soil Science* 48: 39-48.
- Le Treut, H. et J. M. Jancovici (2001). L'effet de serre. Allons-nous changer le climat ?, Flammarion.
- Lelieveld, J., P. J. Crutzen, et al. (1998). "Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane." *Tellus* 50 B: 128-150.
- Lemke, R. L., R. C. Izaurralde, et al. (1998). "Nitrous oxide emissions from agricultural soils of the Boreal and Parkland regions of Alberta." *Soil Science Society of America Journal* 62: 1096-1102.
- Lim, B. et P. Boileau (1999). "Methods for assessment of inventory data quality : issues for an expert IPCC meeting." *Environmental Science and Policy* 2: 221-227.
- Lloyd, J. et J. Taylor (1994). "On the temperature dependence of soil respiration." *Functional Ecology* 8: 315-323.
- Lloyd, J., B. Kruijt, et al. (1996). "Vegetation effects on the isotopic composition of atmospheric CO₂ at local end regional scales : theoretical aspects and a comparison between rainforest in Amazonia and a boreal forest in Siberia." *Australian Journal of Plant Physiology* 23(3): 371-399.
- Lloyd, J., R.J. Francey, et al. (2001). "Vertical profiles, boundary layer budgets, and regional flux estimates for CO₂ and its C-13/C-12 ratio for water vapor above a forest/bog mosaic in central Siberia." *Global Biogeochemical Cycle* 15(2): 267-284.
- Loiseau, P., J. F. Soussana, et al. (1996). "Evolution des stocks de matières organiques sous prairies : quantification, évolution, modélisation." *Les Dossiers de l'Environnement INRA* 10(N° sp. : Agriculture et gaz à effet de serre): 57-77.
- Lowther, J. R., P. J. Smethurst, et al. (1990). "Methods for determining organic carbon in podzolic sands." *Communications of Soil Science Plant Analysis* 21: 457-470.
- Ludwig, W., P. Amiotte-Suchet, et al. (1996). "River discharges of carbon to the world's oceans : determining local inputs of alkalinity and of dissolved and particulate organic carbon." *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Série II A* 323: 1007-1114.
- Maiteli, G. T. et I. R. Wright (1996). The climate of a riverside city in the Amazon : urban-rural differences in temperature and humidity. Amazonian deforestation and climate. J. H. C. Gash, C. A. Nobre, J. M. Roberts and R. L. Victoria, Wiley: 93-206.
- Malhi, Y., D. D. Baldocchi, et al. (1999). "The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests." *Plant Cell and Environment* 22: 715-740.
- Martin, A. (1989). Effet des vers de terre tropicaux géophages sur la dynamique du carbone organique du sol des savanes tropicales humides., Université Paris XI: 130 pp.
- Mary, B. et J. Guérif (1994). "Intérêt et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol." *Cahiers Agricultures* 3(4): 247-257.
- Mc Grath, S. P., J. R. Sanders, et al. (1988). "The effects of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper." *Geoderma* 42: 177-188.
- McKenzie, A. F., M. X. Fan, et al. (1998). "Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization." *Journal of Environmental Quality* 27: 698-703.

- Mele, P. M. et M. R. Carter (1999). "Species abundance of earthworms in arable and pasture soils in south-eastern Australia." *Applied Soil Ecology* 12: 129-137.
- Mele, P. M. et M. R. Carter (1999). "Impact of crop management factors in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia." *Soil and Tillage Research* 50: 1-10.
- Molina, J. A. E., A. Hadas, et al. (1990). "Computer simulation of nitrogen turnover in soil and priming effect." *Soil Biology and Biochemistry* 22(3): 349-353.
- Monteny, B. A. et A. Cazenave (1989). "The forest contribution to the hydrological budget in tropical West Africa." *Annales Geophysicae* 7: 427-436.
- Moore, N. et S. Rojstaczer (2001). "Irrigation-induced rainfall and the great plains." *Journal of Applied Meteorology* 40: 1297-1309.
- Morel, R., T. Lasnier, et al. (1984). Les essais de fertilisation de longue durée de la station agronomique de Grignon. Paris-Grignon, INRA-INAPG: 336 pp.
- Mosier, A. (1998). "Soil processes and global change." *Biology and Fertility of Soils* 27(Special issue : Soils and climate change): 221-229.
- Mosier, A., J.M. Duxbury, et al. (1996). "Nitrous oxide emission from agricultural fields : assessment, measurement and mitigation." *Plant and Soil* 181: 95-108.
- Mosier, A., C. Kroeze, et al. (1998). "Closing the global N₂O budget : nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology." *Nutrient Cycling Agroecosystem* 52: 225-248.
- Munn, R. E. (1966). *Descriptive micrometeorology.*, Academic Press.
- Nabuurs, G. J., A. J. Dolman, et al. (2000). Resolving issues on terrestrial biospheric sinks in the Kyoto protocol. Wageningen, Netherlands, Dutch National Research Programm on Global Air Pollution and Climate Change: 100 pp.
- Nelson, D. L. et L. E. Sommers (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. Methods of soil analysis. A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney. Madison, WI, USA, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. 9: 539-579.
- Nilsson, S., A. Schvidenko, et al. (2000). Full carbon account for Russia., International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- O'Brien, B. J. et J. D. Stout (1978). "Movements and turnover of soil organic matter as indicated by carbon isotopes measurements." *Soil Biology and Biochemistry* 10: 309-317.
- Oades, J. M. (1995). An overview of processes affecting the cycling of organic carbon in soils. The role of non-living organic matter in the earth's carbon cycle. R. G. Zepp and C. Sonntag. New York, USA, John Wiley and Sons: 293-303.
- OMM (1990). Guide des instruments et des méthodes d'observation météorologiques. Genève, Organisation Météorologique Mondiale.
- ONIDOL (1999). Analyse de cycle de vie du di-ester.: 22 pp.
- Ovreas, L. et V. Torsvik (1998). "Microbial diversity and community structure in two different agricultural soil communities." *Microbial Ecology* 36(3): 303-315.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, et al. (1987). "Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands." *Soil Science Society of America Journal* 51: 1173-1179.
- Parton, W. J., J. M. O. Scurlock, et al. (1993). "Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide." *Global Biogeochemical Cycles* 7(4): 785-809.
- Peres, G., D. Cluzeau, et al. (1998). "Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems." *Biology and Fertility of Soils* 27(4): 417-424.
- Pignard, G. et J. L. Dupouey (2000). "Carbon stocks estimates for french forests." *Biology Agronomy Society and Environment* 4(4): 285-289.
- Pilegaard, L. et N. Otto Jensen (2002). A comparison of CO₂ exchange over beech, grass and wheat. A contribution to CarboEuroFlux end GreenGrass. 2e Annual Meeting of CarboEurope, Budapest, Hongrie.

- PNLCCC (2000). Programme national de lutte contre le changement climatique 2000-2010. Paris, Mission Interministérielle de l'Effet de Serre: 215 pp.
- Poirier, N., S. Derenne, et al. (2002). "Abundance and composition of the refractory organic fraction of an ancient tropical soil (Pointe Noire, Congo)." *Organic Geochemistry* 33: 383-391.
- Poirier, N., S. Derenne, et al. (2002). "Dynamics and morphology of the chemically resistant organic matter of a forest soil after 35 years of maize cultivation." *Soil Biology and Biochemistry* soumis.
- Powlson, D. S., P. Smith, et al. (1996). Evaluation of soil organic matter models. Berlin, Springer-Verlag.
- Prather, M. et D. Ehhalt (2001). Atmospheric chemistry and greenhouse gases. GIEC 2001 : Climate change 2001, Scientific basis. J. T. Houghton, Cambridge University Press.
- Pratt, P. F., J. C. Barber, et al. (1977). "Effect of increased nitrogen fixation on stratospheric ozone." *Climatic Change* 1: 109-135.
- Raich, J.W. et W.H. Schlesinger (1992). "The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate." *Tellus B* 44: 81-99.
- Rawls, W. J. (1983). "Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content." *Soil Science* 135(2): 123-125.
- Reinhardt, G.A., A. Patyk, et al. (2000). Bio-energy for Europe. Which ones fit best ? Heidelberg, IFEU.
- Renault, P. (1999). "Les modèles opérationnels d'émission de N₂O par les sols aux échelles régionales." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 163-176.
- Rémy, J. C. et A. Marin-Lafèche (1976). "L'entretien organique des terres. Coût d'une politique de l'humus." *Entreprises Agricoles*(Novembre): 63-67.
- Richard, G. et P. Cellier (1998). "Effect of tillage on base soil energy balance and thermal regime : an experimental study." *Agronomie* 18: 163-181.
- Ritchey, J.E., J.M. Melack, et al. (2002). "Outgassing from amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂." *Nature* 416(6881): 617-620.
- Robertson, G. P., E. A. Paul, et al. (2000). "Greenhouse gases in intensive agriculture : contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere." *Science* 289: 1922-1924.
- Rodrigo, A., S. Recous, et al. (1997). "Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils : comparison of nine models." *Ecological Modelling* 102: 325-339.
- Roger, P., J. Le Mer, et al. (1999). "L'émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes, bilan, contrôle." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 193-210.
- Rusco, R., R. Jones, et al. (2001). Organic matter in the soils of Europe : present status and future trends., European Soil Bureau, JRC Ispra.
- Schonning, P., B. T. Christensen, et al. (1994). "Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years." *European Journal of Soil Science* 45: 257-268.
- Scott, N.A., C.V. Cole, et al. (1996). "Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics." *Soil Science Society of America Journal* 60: 1102-1109.
- Seguin, B., S. Baeltz, et al. (1982). "Utilisation de la thermographie IR pour l'estimation de l'évaporation régionale. I : Mise au point méthodologique sur le site de la Crau." *Agronomie* 2: 7-16.
- Seguin, B., S. Baeltz, et al. (1982). "Utilisation de la thermographie IR pour l'estimation de l'évaporation régionale. II : Résultats obtenus à partir de données de satellite." *Agronomie* 2: 113-118.
- Seguin, B. (1990). "La température de surface d'un couvert végétal et son état hydrique." *Revue Forestière Française* 62: 106-111.
- Silva, A. P. D., B. D. Kay, et al. (1997). "Management versus inherent soil properties effects on bulk density and relative compaction." *Soil and Tillage Research* 44: 81-93.
- Skiba, U. M., I. P. McTaggart, et al. (1996). "Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the U.K." *Energy Conservation Management* 37: 1303-1308.

- Smith, K. A. et J. R. M. Arah (1990). "Losses of nitrogen by denitrification and emissions of nitrogen oxides from soils." *The Fertilizer Society Proceedings* 299: 1-34.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1997). "Potential for carbon sequestration in European soils : preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments." *Global Change Biology* 3: 67-79.
- Smith, P., J. U. Smith, et al. (1997). "A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments." *Geoderma* 81: 153-225.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1998). Opportunities and limitations for C sequestration in European agricultural soils through changes in management. *Management of carbon sequestration in soil. R. e. a. Lal. Boca Raton, FL, USA, CRC Press: 143-152.*
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1998). "Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming." *Global Change Biology* 4: 679-685.
- Smith, P., R. Milne, et al. (2000). "Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land." *Soil Use and Management* 16: 293-295.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (2000). "Meeting Europe's climate change commitments : quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture." *Global Change Biology* 6: 525-539.
- Smith, P. (2001). Verifying sinks under the Kyoto protocol., VERTIC Briefing Paper 01/03, London.
- Smolander, A., V. Kitunen, et al. (1996). "Decomposition of Norway spruce and Scots pine needles : effect of liming." *Plant and Soil* 179: 1-7.
- Snedecor, G. W. et W. G. Cochran (1967). *Méthodes statistiques*. Paris, ACTA.
- Soane, B. D. (1990). "The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects." *Soil and Tillage Research* 16: 1-2.
- Tate, K.R. et B.K.G. Theng (1980). "Organic matter and its interaction with inorganic constituents." *Soils with variable charge*. B.K.G. Theng. New Zealand Society of Soil Science, Soils Bureau, Lower Hutt: 225-249.
- Tessier, D., F. Bigorre, et al. (1999). "La capacité d'échange, outil de prévision de propriétés physiques des sols." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85: 37-49.
- Thompson, M., H. Zhang, et al. (1989). "Contribution of organic matter to cation exchange capacity and specific surface area of fractionated soil materials." *Soil Science* 148: 250-257.
- Torn, M. S., S. E. Trumbore, et al. (1997). "Mineral control of soil organic carbon storage and turnover." *Nature* 389: 170-173.
- Trumbore, S. E. (1996). AMS measurement of ¹⁴C and ⁴¹Ca in soils. *Mass spectrometry of soils*. T. W. Boutton and S. I. Yamasaki. New York, Marcel Dekker Inc: 52-81.
- Van Moortel, E., P. Boeckx, et al. (2000). "Inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in Belgium. Calculations according to the revised 1996 IPCC guidelines." *Biology and Fertility of Soils* 30(5-6): 500-509.
- Wang, X. J., P. J. Smethurst, et al. (1996). "Relationships between three measures of organic matter or carbon in soils of eucalypt plantations in Tasmania." *Australian Journal of Soil Research* 34: 545-553.
- Wendler, G. et F. Eaton (1983). "On the desertification of the Sahel zone. Part I : Ground observations." *Climatic Change* 5: 365-381.
- Yan, F., A. B. McBratney, et al. (2000). "Functional substrate biodiversity of cultivated and uncultivated A horizons of vertisols in NW New South Wales." *Geoderma* 96(4): 321-343.
- Zebarth, B. J., G. H. Neilsen, et al. (1999). "Influence of organic waste amendments on selected soil physical and chemical properties." *Canadian Journal of Soil Science* 79(3): 501-504.

Partie 3.

Estimations chiffrées, par unité de surface, du stockage de carbone dans le sol associé aux changements de pratiques agricoles

Responsable : Jérôme Balesdent

Auteurs : Jérôme Balesdent, Tiphaine Chevallier, Dominique Arrouays, Claire Chenu,
Etienne Dambrine, Benoît Gabrielle, Sabine Houot, Claudy Jolivet, Pierre Loiseau,
Bruno Mary, Philippe Mérot, Guy Richard, Jean Roger-Estrade, Jean-François Soussana,
Christian Walter.

Cette partie fournit des valeurs chiffrées du flux de stockage de carbone associé à des changements de pratiques ou d'usages agricoles, *par unité de surface*. Les stocks sont exprimés en tC.ha⁻¹ et les flux en tC.ha⁻¹.an⁻¹. L'unité d'intégration spatiale est soit la parcelle, soit l'exploitation. Les autres bénéfices environnementaux sont présentés également.

Le terme "pratique" désigne indifféremment l'usage des terres, les techniques de culture (travail du sol, niveau de fertilisation...), les itinéraires techniques annuels d'une culture (combinaisons cohérentes de techniques), ou les systèmes d'exploitation (succession dans le temps des cultures et des itinéraires techniques annuels associés dans les rotations).

Le flux de stockage associé à une pratique ne peut être défini que par comparaison avec une autre pratique. On exprime donc de façon générale un flux de stockage net moyen annuel, positif ou négatif, associé à la pratique B succédant à la pratique A pendant une période donnée, et comparée à l'activité A si elle était continuée.

On définit ce flux comme :

$$F(A,B) = [C(B)-C(A)]/t$$

où, à partir du même état initial,

C(B) est le stock de carbone du sol sous B au temps t

C(A) est le stock de carbone du sol sous A au temps t

Les règles de comptabilisation doivent simplifier l'estimation des flux nets de carbone sans induire de biais. Les principaux risques de biais concernent la durée du stockage potentiel, la réversion des pratiques, la double comptabilisation de certains postes.

Dans les valeurs moyennes produites dans ce rapport, un poids plus important est attribué aux résultats d'études agronomiques françaises ou européennes dont la qualité est reconnue par les experts. En effet, la production de valeurs de stockage de carbone à partir de la moyenne des données de la littérature présente un fort risque de biais.

- Classiquement, les études ayant conduit à un non-effet des pratiques sont moins publiées que les autres.
- Les exemples atypiques (avec une spécificité intéressante, par exemple sols extrêmement riches en C) sont plus facilement publiables que les autres.
- L'énorme majorité des données publiées est nord-américaine. Le type de sol, le type de climat, et surtout le mode de production agricole sont très différents des conditions françaises.

Il n'existe pas d'expérience de longue durée (supérieure ou égale à 20 ans) pour toutes les pratiques décrites, loin de là. Beaucoup de données sont donc extrapolées par calcul à partir des connaissances de flux entrants associés aux pratiques, et de la dynamique du carbone en sols cultivés ou prairiaux et d'observations transposables.

3.1. Règles de comptabilité et définitions

(J. Balesdent)

3.1.1. Définitions

3.1.1.1. Stock de carbone du sol

Profondeur

La quantité de sol prise en compte est typiquement la masse de sol comprise dans la couche 0-30 cm des systèmes labourés. Dans les comparaisons de pratiques où la densité du sol diffère, la comparaison concerne des masses de sol identiques. En général, sous forêt ou prairie, cette profondeur est supérieure à la profondeur des systèmes labourés.

Prise en compte de la totalité du sol

S'il est demandé de quantifier le potentiel de stockage dans l'épaisseur totale du sol, on propose de multiplier le stockage de la couche de référence 0-30 cm par 1,2. Ce chiffre correspond à une quantité de matières organiques jeunes (susceptibles d'évoluer en quelques décennies) trouvée en dessous de 30 cm dans des systèmes céréaliers ou forestiers, égale à 17% des matières organiques jeunes totales du sol (O'Brien et Stout, 1978 ; Elzein et Balesdent, 1995 ; Balesdent et al., 2000).

Carbone considéré

Est considéré comme carbone du sol le carbone *organique* :

- dans ou posé sur le sol, mulchs, litières forestières et mats racinaires prairiaux compris,
- à l'exclusion des parties aériennes vivantes ou sur pied de la végétation,
- organes végétaux souterrains non récoltés compris, à l'exclusion des parties racinaires des espèces arborescentes, comptabilisées par ailleurs dans la biomasse ligneuse.

Les litières ne doivent pas être exclues du bilan. En effet, elles peuvent représenter en forêt 30% du carbone des horizons A (Nys et al., 1995). Le temps moyen de résidence du carbone peut y être de plusieurs décennies.

3.1.1.2. Pratiques et usages agricoles

Concernant les usages des terres et les productions, les définitions de la statistique agricole (Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, 1999) seront utilisées.

En ce qui concerne les usages non répertoriés dans cette statistique (travail du sol réduit, etc.), et les systèmes d'exploitation, une définition est précisée en tant que besoin dans les paragraphes concernés.

3.1.2. Règles de comptabilité : mode d'expression des flux nets moyens annuels de carbone des sols associés aux pratiques et usages

Le stockage net moyen annuel associé à des pratiques agricoles est infiniment varié et complexe. Son expression nécessite plusieurs simplifications :

1. le flux de stockage peut être calculé par unité d'espace. Cependant les transferts horizontaux (importations et exportations de carbone d'un espace à un autre ; par exemple l'épandage de fumier ou l'érosion) doivent être considérés sans risque de biais.
2. le stockage dépend de la durée d'application des pratiques et il faut exprimer des règles de dépendance de la durée.
3. il y a une multitude de pratiques possibles, qui peuvent être combinées entre elles et comparées à autant d'autres combinaisons de pratiques. Il faut choisir des règles de comparaison.
4. le potentiel de stockage associé à une pratique donnée varie en fonction du climat, du sol, des usages locaux, de la productivité carbonée des systèmes. Il est nécessaire d'une part de dégager des moyennes territoriales. Il est nécessaire également de mettre en évidence les facteurs ou conditions affectant le stockage de carbone.

3.1.2.1. Comptabilisation des transferts horizontaux de carbone et unité spatiale de comptabilisation

Pour répondre au point 1, nous ne raisonnons dans un premier temps que sur les pratiques qui n'impliquent pas de transfert horizontal de carbone. L'unité d'espace peut être la parcelle ; dans ce cas le stockage associé à l'importation/exportation de fumiers, déchets ou amendements organiques, n'est pas comptabilisé. L'unité d'espace peut être une exploitation ou une région avec élevage ; dans ce cas, le stockage associé aux transferts *internes* de carbone est comptabilisé de façon implicite.

Les transferts horizontaux de carbone pouvant être incorporé au sol (importation/exportation des résidus de l'agriculture, importation de déchets carbonés) font l'objet d'une comptabilité à part sur la base des quantités de carbone de ces produits, et non pas des surfaces. Il s'agit des sections 3.2.2 (gestion des résidus), 3.2.8 (gestion des effluents d'élevage) et 3.2.9 (déchets organiques). On n'y comparera pas sur une parcelle le stockage de carbone dû à l'épandage d'un déchet par rapport au non-épandage, mais on compare l'épandage du déchet par rapport à une autre utilisation de ce déchet, par exemple son incinération, ou bien on comparera l'épandage dans différents milieux.

L'érosion des sols et la lixiviation de carbone dans les eaux superficielles sont d'autres sources de variation des stocks organiques. Dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de déterminer le devenir (atmosphère, océan profond, voire karst, etc.) du carbone perdu des sols par érosion. Dans ce chapitre de l'expertise, les flux de carbone par érosion sont a priori exclus. Les études expérimentales de variations de stock de carbone sélectionnées correspondent à des sites sans érosion.

3.1.2.2. Dépendance du temps et de la durée

- ***Evolutions temporelles des pratiques ou du climat***

S'agissant de comparer le stockage sous une pratique B à celui sous une pratique A, entre t_0 et t , de nombreux paramètres afférents à la pratique ou au milieu peuvent évoluer.

Dans ce chapitre nous calculons des flux,

- les pratiques, rendements, etc., restant les mêmes qu'à t_0 , typiquement 1990,
- le climat moyen restant le même qu'à t_0 ,

A l'exclusion de :

- climat évoluant,
- pratiques A et B évoluant spontanément,
- pratiques A et B évoluant sous une contrainte liée au changement climatique.

Ce dernier aspect sera traité dans le chapitre 4.

- **Moyenne temporelle**

Le stockage de carbone dans les sols est fini, le stockage moyen annuel diminue avec le temps. Deux modes d'approximation de la cinétique du stockage sont possibles (Figure 3-1.). Celui utilisé par le GIEC (2000) est une approximation linéaire, dont le résultat est exprimé par un flux net moyen annuel et une durée de ce stockage, au-delà de laquelle on ne stocke plus. Cette présentation présente un fort risque, celui d'oublier la durée de stockage maximum et, en conséquence, soit de comparer les pratiques en termes des seuls flux moyens annuels, soit de projeter le stockage au-delà de sa durée maximale.

Nous utilisons dans tout ce chapitre une approximation exponentielle, où le stockage est déterminé par deux paramètres :

- une amplitude Δ qui est la différence de stock à l'équilibre $C_{eqB} - C_{eqA}$
- une constante de vitesse k du stockage.

Le flux moyen annuel F peut être calculé pour une durée de scénario T choisie :

$$F = \Delta * [1 - \exp(-kT)] / T$$

Par rapport à l'approximation linéaire, cette représentation exponentielle par deux paramètres présente les avantages suivants.

- Cette expression est plus proche des cinétiques réelles observées.*
- Ce calcul ne présente pas de risque de surestimation du stockage par extrapolation sur des durées trop longues.*
- Il peut être appliqué à n'importe quelle durée de scénario de comptabilisation choisie a posteriori. L'approximation exponentielle peut être convertie en approximation linéaire, a posteriori.*
- Les questions de soutien/abandon des pratiques et de symétrie (réversibilité) peuvent être facilement exprimées dans ce cadre mathématique.*
- Ce mode d'expression est similaire à celui du modèle de Hénin et Dupuis, largement documenté en France pour la gestion du carbone organique en terres labourables (Hénin et Dupuis, 1945 ; Rémy et Marin-Laflèche, 1976).*

L'expérience indique que la constante de vitesse dépend en général de l'usage B dans un changement d'usage $A \rightarrow B$.

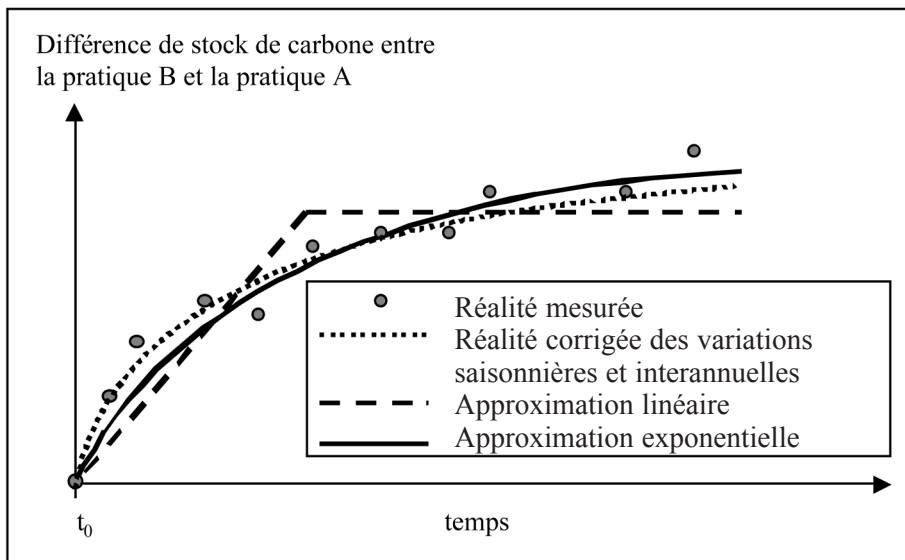


Figure 3-1. Deux modes d'approximation de la cinétique du stockage de carbone, dans le cas où une pratique B succède à une pratique A. L'approximation linéaire bornée est dangereuse. L'approximation exponentielle sera utilisée ici.

- **Soutien, abandon de la pratique, réversibilité du stockage, influence du précédent**

Il est nécessaire d'exprimer si une pratique doit être soutenue (continue) pour stocker efficacement ou non du carbone. De même, il faut exprimer le stockage de pratiques qui ne seraient pas soutenues.

On dira qu'il y a SYMETRIE si le passage A→B et le passage B→A mettent en jeu des flux de carbone identiques au signe près.

$$F(B,A) = - F(A,B)$$

exemple : A = restituer les pailles, B = brûler les pailles

Dans le cadre de l'expression exponentielle, cette condition est vérifiée si, et seulement si, la constante de vitesse k du passage A→B est la même que celle du passage B→A. Ce sera entre autres le cas de toutes les pratiques qui influencent en premier lieu le flux de carbone arrivant au sol.

Il y a plusieurs corollaires à ce cas de symétrie :

Dans le cas de pratiques non soutenues (interrompues pendant l'exercice), le calcul du stockage peut être calculé au *prorata temporis* des durées d'application des pratiques A ou B pendant l'exercice.

- Le stock final par A→B pendant n années, suivi de B→A pendant m années est le même que le stock final par A→B pendant $m+n$ années plus le stockage B→A de m années.

$$A \rightarrow B \text{ pendant } n \text{ années : } C = \Delta[1 - \exp(-kn)]$$

$$A \rightarrow B \text{ pendant } n \text{ années suivi de } B \rightarrow A \text{ } m \text{ années : } C = \Delta[1 - \exp(-kn)] \exp(-km)$$

$$C = \Delta[1 - \exp(-k(m+n))] - \Delta[1 - \exp(-km)]$$

Le calcul peut être extrapolé pour un état initial quelconque :

$$C = (C_{eqB} - C_{initial})[1 - \exp(-k(m+n))] - \Delta[1 - \exp(-km)]$$

- On peut assigner à toutes les pratiques où le stock de carbone évolue avec la même constante de vitesse, une valeur de flux de stockage dans l'absolu, indépendamment de son précédent, par rapport à une pratique de référence, soit $F(ref,A), F(ref,A)$. L'intégration temporelle et spatiale des flux associés à ces pratiques est sans biais à partir de la seule évolution des superficies portant ces pratiques.

Il y a ASYMETRIE si les constantes de vitesse du stockage différent dans $A \rightarrow B$ et $B \rightarrow A$. C'est le cas par exemple du passage prairie \rightarrow culture et vice-versa.

Dans ce cas, les changements d'activité $A \rightarrow B$ et $B \rightarrow A$ doivent être traités séparément, les effets de la réversion de la pratique sont plus difficilement calculables.

Si les constantes de vitesses sont proches, on choisit d'assigner une constante commune moyenne, ce qui a l'avantage pragmatique de permettre une intégration sans biais et une évaluation du soutien de la pratique et ou de la réversibilité du stockage.

3.1.2.3. Pratiques de référence, combinaison de pratiques

Afin de ne pas traiter toutes les combinaisons possibles de changements d'activité deux à deux, les pratiques sont comparées dans la mesure du possible à une même référence, et si possible le stockage associé à des pratiques combinées est calculé par sommation si leurs stockages sont additifs.

On dira qu'il y a ADDITIVITE si $F(A,B) + F(B,C) = F(A,C)$

exemple : A = cultiver en prairie permanente ; B = cultiver en céréales pailles enfouies ;

C = cultiver en céréales pailles brûlées

On peut montrer qu'il y a additivité des flux si les constantes de vitesse des changements à combiner sont identiques.

3.1.2.4. Variation spatiale

Le stockage de carbone peut varier largement en France en fonction du sol, du climat, des usages locaux, de la productivité carbonée des systèmes.

Dans cette partie du rapport, une donnée moyenne nationale de flux est fournie.

(i) La nature de ce chiffre moyen sera indiqué :

- moyenne pondérée du territoire national,
 - moyenne pondérée des territoires où le changement de pratique peut être appliqué,
 - moyenne arithmétique des données de la littérature,
 - mode des données de la littérature,
- etc.

(ii) Un intervalle de confiance est donné également. Il peut s'agir d'un intervalle de confiance à 95% sur la moyenne ou d'un intervalle de confiance à dire d'expert si les données publiées ou accessibles ne permettent pas un intervalle statistique.

(iii) La nature des principaux facteurs explicatifs de la variabilité spatiale est mentionnée.

Dans le cadre d'une politique active de stockage, un choix des régions à fort potentiel de stockage peut être pertinent. De façon générale, les variations dues au climat sont les suivantes. Les régions de montagne ont en France des stocks de carbone importants. Le climat froid ralentit la biodégradation et la pluviométrie importante permet une productivité végétale relativement élevée. Le bilan est que le potentiel de stockage est plus élevé, mais que la cinétique de stockage est plus lente qu'en plaine. Dans le cadre d'un scénario long, le flux moyen annuel de stockage peut être plus élevé en montagne qu'en plaine, ce qui ne serait pas forcément vrai dans un scénario court.

Les régions méditerranéennes chaudes et sèches ont un potentiel de stockage plus faible, pour les raisons inverses du cas des montagnes. Cependant, concernant les autres bénéfices environnementaux du stockage, le bénéfice en région méditerranéenne peut être plus important.

3.1.2.5. Flux de GES et consommation d'énergie fossile associés aux pratiques et usages

Sont répertoriés l'origine éventuelle d'autres flux de GES, ainsi que les postes de consommation d'énergie fossile associés au changement de pratique. Les informations ici sont qualitatives, les valeurs de flux ne sont pas indiquées.

3.1.3. Fiche type résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à une modification de pratique agricole

Dans plusieurs sections des paragraphes 3.2, 3.3 et 3.4, une fiche-résumé synthétise les informations sur le potentiel de stockage associé à un changement de pratique.

La partie 1 de cette fiche définit la pratique et la pratique de référence utilisée pour le calcul.

La partie 2 donne les valeurs du potentiel de stockage : stockage maximal Δ et constante de vitesse k . En effet, dans le mode d'expression retenu, le stock de carbone évolue sous l'effet du changement soutenu de pratique B en lieu et place de la pratique A selon une loi temporelle de type :

$$C_B - C_A = \Delta * [1 - \exp(-kt)]$$

Il s'agit du mode ou de la moyenne pour le territoire français métropolitain. Les valeurs sont assorties d'un intervalle de confiance à 95% sur ces valeurs. Il s'agit de la confiance des experts, qui peut être éventuellement la confiance dans la moyenne de données sélectionnées de la littérature. Les paramètres de cette partie sont indépendants de la durée du scénario comptable.

La partie 3 donne une valeur modale ou moyenne de flux net de stockage dans le cadre d'un scénario comptable à 20 ans (moyenne du flux net des 20 premières années d'application). Les valeurs de la partie 4 sont calculées à partir de celles de la partie 3.

$$F = \Delta * [1 - \exp(-20k)] / 20$$

Les parties suivantes de la fiche sont des commentaires.

3.2. Effets des pratiques agricoles en sols cultivés

3.2.1. Travail du sol réduit

(J. Balesdent, T. Chevallier, B. Mary, G. Richard, J. Roger-Estrade)

3.2.1.1. Définitions

Dans le rapport du GIEC (Chapitre 4, partie 4.4.2.2), les pratiques correspondantes sont regroupées sous le vocable "conservation tillage" : travail du sol de conservation. Est considéré comme "conservant le sol" tout mode de travail du sol et/ou d'implantation des cultures qui permet de maintenir au moins 30% des résidus de la culture à la surface du sol après le semis. Les auteurs soulignent les avantages environnementaux de l'agriculture de conservation, concept élaboré à l'origine pour lutter contre l'érosion hydrique et éolienne : qualité de l'eau, stockage accru du carbone, réduction de la consommation d'énergie fossile. Cette définition regroupe une très large gamme de techniques culturales ou d'itinéraires techniques, dont le point commun est la suppression du labour.

En France, on parle plutôt de techniques culturales simplifiées ou plus directement de suppression du labour. Mais là également, la diversité des pratiques que recouvrent ces vocables est très importante. Il est important de considérer deux aspects : l'effet des pratiques sur le stockage et le résultat sur l'évolution du stock de la réintroduction du labour.

3.2.1.2. Principes théoriques

La réduction du travail du sol peut entraîner une modification de rendement et donc des apports de carbone au sol, le plus souvent à la baisse, car cette technique peu développée en Europe n'est pas toujours optimisée. Cependant l'effet qui prime est le ralentissement des vitesses de biodégradation. Ceci n'est pas attesté que par les essais de travail du sol, mais également par les effets de la mise en culture en général : la mise en culture de terres en prairie ou forêt conduit à une baisse importante des réserves de carbone du sol, alors que les intrants de carbone ne sont pas systématiquement inférieurs, et que la fertilisation ne peut pas toujours être invoquée.

Les mécanismes de l'effet du travail du sol sur les vitesses de biodégradation du carbone ont fait l'objet d'une synthèse récente par Balesdent et al. (2000). Différents effets du microclimat du sol (température, humidité) en relation avec la profondeur où se trouve le carbone sont attendus, sans direction univoque sur le stockage. L'effet principal semble être une levée de la protection physique des matières organiques (Oades, 1995). Ce ne sont pas tant les outils de travail du sol qui dé-protègent le carbone, que deux autres effets, synergiques : la dilution de la matière organique par le labour abaisse la teneur superficielle et rend la structure du sol plus instable en surface. La déstructuration du sol par les intempéries dans les premiers cm est donc favorisée, d'autant plus que le sol est exposé longtemps (durée du sol nu), et que la préparation du lit de semence est fine. Les matières organiques sont alors rendues plus accessibles à la biodégradation. Le labour annuel expose une nouvelle couche de terre chaque année à ce processus, tendant à appauvrir en carbone tout l'horizon travaillé. L'essentiel du carbone en jeu est le carbone inclus dans les microagrégats organo-argileux (<50 micromètres) (Golchin et al., 1994). Il est attendu que le processus ne soit que lentement réversible (non symétrique), car les substances à l'origine de la stabilisation des microagrégats du sol, des

substances humiques principalement, ne sont générées à nouveau qu'à un rythme très lent. Un processus antagoniste est que l'injection directe du carbone dans le sol, par le labour, en rapprochant les matières organiques des argiles, tendrait à augmenter la protection physique. La validation de cette théorie est rendue délicate par les durées des expérimentations qui seraient nécessaires. Un corollaire attendu de la théorie, bien que non vérifié statistiquement, serait une forte interaction de l'effet du labour avec la texture du sol et la durée de la couverture végétale. Le travail superficiel du sol (dizaine de cm) aurait des effets assez similaires à ceux du non-travail.

3.2.1.3. Estimation du stockage potentiel dans la littérature

Les données bibliographiques issues des essais de longue durée comparant travail et non-travail présentent un fort risque de biais : souvent seuls les premiers 10 ou 15 cm sont comptabilisés, les changements de masse volumique du sol sont souvent ignorés. Ainsi la synthèse de Kern et Johnson (1993) fait état de 12 tC.ha^{-1} pour des essais de plus de 10 ans. Or il est attendu que le non-travail augmente le carbone en surface mais puisse le diminuer à la base de l'ancienne couche labourée. Notre synthèse fait état d'un stockage moyen annuel de $0,2 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (Figure 3-2). La comparaison des différentes catégories de travail réduit (non-travail, travail superficiel, stubble much) n'a pas révélé de différence sur le stockage de carbone. Un inconvénient du non-labour pour la production, comme pour le ruissellement, est la compaction du sol (Guérif, 1994). L'utilisation d'outils de décompaction (sous-solage sans retournement du sol) doit être envisagée, l'impact de cette pratique sur le stockage de carbone restant à évaluer.

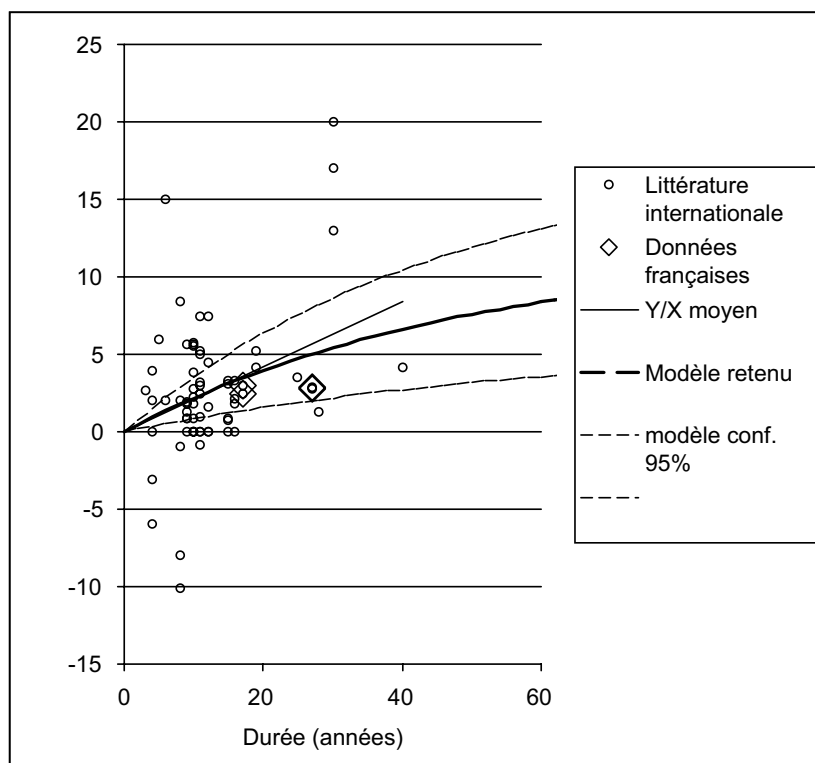


Figure 3-2. Synthèse bibliographique du stockage de carbone associé aux pratiques de travail du sol réduit ou de non-travail. Il s'agit des différences de stock entre la pratique et le témoin en travail du sol conventionnel. Pour quelques études n'ayant pas chiffré le stockage mais annonçant ne pas observer de différence significative, la valeur zéro a été attribuée arbitrairement. La dispersion des valeurs observées rend compte de la variabilité réelle plus de la variabilité méthodologique, traduisant la difficulté d'une telle mesure. Modèle de stockage retenu dans la fiche-résumé (Courbe en gras) et limites de confiance à 95% dans ce modèle (courbes supérieure et inférieure).

3.2.1.4. Estimation et simulation du stockage potentiel à Boigneville

Nous disposons en France d'un remarquable essai "travail du sol" situé à Boigneville, au sud de Paris, conduit par l'Institut Technique des Céréales et des Fourrages depuis 1970 (Boisgontier, 1982 ; Monnier et al., 1994). Il compare 3 modalités de travail du sol : labour, travail superficiel et semis direct. L'essai principal (40 parcelles) est en rotation maïs-blé ; un essai secondaire comporte une monoculture de blé (18 parcelles). Le semis direct n'a comporté aucun travail du sol, excepté celui réalisé par le disque du semoir. Le travail superficiel a été effectué à une profondeur moyenne de 10 cm. Le labour a été pratiqué depuis le départ de l'essai à une profondeur moyenne de 23 cm.

L'essai a fait l'objet de très nombreuses mesures concernant la profondeur de travail du sol effective, la masse volumique et la teneur en carbone du sol. De nombreuses analyses isotopiques ^{13}C ont également été faites afin de tracer l'incorporation au sol des résidus issus de la culture de maïs (Balesdent *et al.*, 1990 ; Mary et Guérif, 1994 ; Wylleman, 1999 ; Wylleman et al, 2001).

La figure 3-3 montre que les stocks de carbone ont augmenté pour tous les traitements, mais davantage avec le semis direct et le travail superficiel qu'avec le labour. L'analyse des mesures réalisées tous les 4 ans indique que l'augmentation est quasi linéaire. La pente moyenne est de 0,10, 0,21 et 0,19 $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le labour, le travail superficiel et le semis direct, respectivement. L'augmentation du stockage liée à la réduction du travail du sol observée sur 28 ans n'est pas significativement différente pour le semis direct et le travail superficiel : elle est de 0,10 $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Cette valeur est donc inférieure à la "moyenne filtrée" de la littérature (cf. figure 3-2).

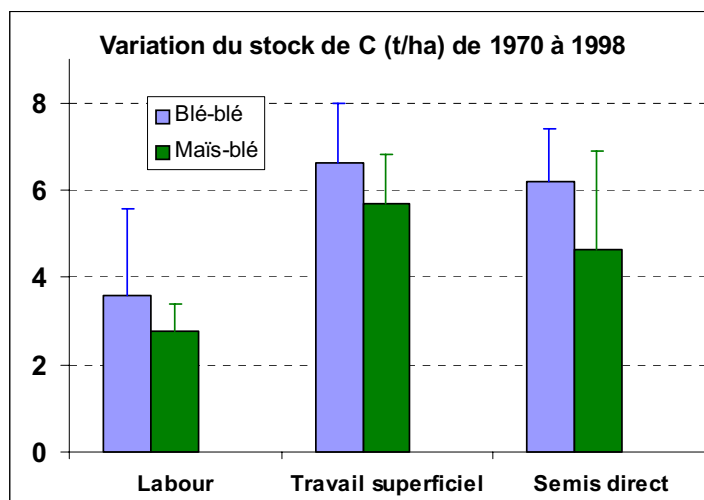


Figure 3-3. Variation du stock de carbone observée à Boigneville entre 1970 et 1998 sur la rotation monoculture de blé et la rotation maïs-blé. Le stock est calculé pour une masse de sol constante égale à 3900 t/ha. Les barres représentent les intervalles de confiance au seuil 95%.

- **Simulation de l'essai "travail du sol" à Boigneville**

Les données obtenues sur la rotation maïs-blé ont été simulées par le modèle AMG, dérivé du modèle Hénin-Dupuis (Andriulo et al., 1999). Les mesures ^{13}C sont particulièrement intéressantes pour paramétrer le modèle car elles permettent de calculer indépendamment le coefficient isohumique des résidus de culture (K_1) et la constante de vitesse de minéralisation de la matière organique humifiée (K_2).

	Coefficient isohumique K_1	Constante de minéralisation K_2 (année ⁻¹)
Labour sur 25 cm	0,21	0,046
Travail superficiel	0,20	0,032
Sans travail du sol	0,13	0,017

Tableau 3-1. Coefficients d'humification et de minéralisation en fonction des modalités de travail du sol (modèle AMG; Wylleman, 1999).

Les résultats obtenus (tableau 3-1) indiquent que la réduction du travail du sol diminue le coefficient de minéralisation K_2 , ce qui est en accord avec la littérature, et d'autant plus que la profondeur de travail est réduite. Ils montrent aussi que le coefficient isohumique K_1 diminue pour le semis direct, c'est-à-dire lorsque les résidus se décomposent en surface du sol. Nous avons réalisé des simulations de l'impact du travail du sol en utilisant ce paramétrage.

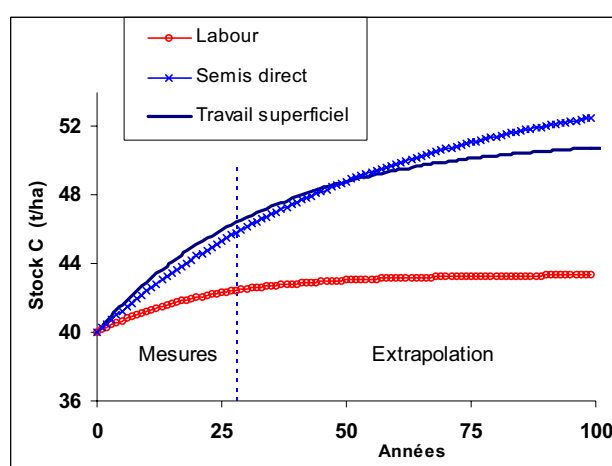


Figure 3-4. Evolution simulée du stock de carbone dans l'essai de travail du sol de Boigneville.

La figure 3-4 montre l'évolution simulée du stock de carbone dans l'essai travail du sol de Boigneville sur une période de 100 ans, sachant que les valeurs observées recouvrent les 28 premières années. On observe que l'équilibre ne serait pas complètement atteint au bout de 100 ans. Par ailleurs, la simulation indique que le travail superficiel permettrait de stocker plus vite du carbone mais en moins grande quantité. Ce dernier résultat n'a pas pu être vérifié expérimentalement, faute de disposer d'essais de très longue durée sur le travail du sol. Il est cependant cohérent avec la littérature qui ne fait pas apparaître de différence significative entre les 2 traitements à moyen terme (< 50 ans).

- **Simulation de l'effet du régime de travail du sol**

Effet de la profondeur de travail du sol

La figure 3-5 présente les variations de stock de carbone simulées au bout de 100 ans, en fonction de la profondeur de travail et du niveau de restitution organique. Le semis direct est la modalité stockant le plus, quel que soit le niveau de restitution. Un travail du sol même très superficiel (moins de 5 cm, réalisé par exemple à l'aide d'une herse rotative) réduirait le gain obtenu avec le semis direct : ce gain est réduit de 10% environ avec de fortes restitutions organiques et de 25% pour de faibles restitutions. Le semis direct est particulièrement intéressant en système à faible restitution, d'autant que le faible volume des résidus diminue les problèmes agronomiques posés par cette technique (cf. infra). Lorsque

la profondeur de travail est plus importante (15 à 20 cm, réalisé par exemple à l'aide d'un outil de type chisel), le gain par rapport à un labour continu est fortement réduit et l'effet de la quantité de résidus moins prononcé.

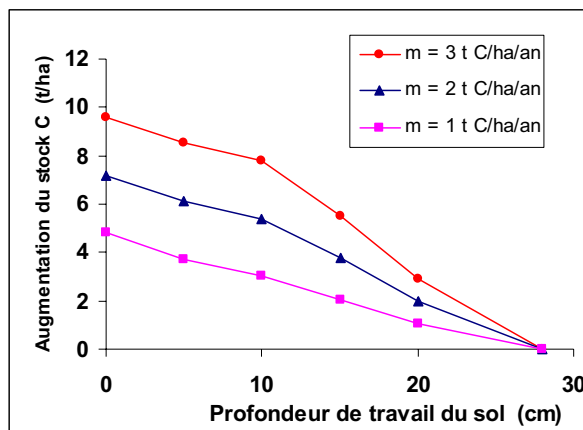


Figure 3-5. Gain de carbone (t/ha) simulé au bout de 100 ans en fonction de la profondeur de travail du sol, pour 3 niveaux de restitution de résidus organiques (type pailles de céréales). Le labour annuel (profondeur 28 cm) est pris comme référence.

Effet d'un labour occasionnel

Le labour occasionnel est aujourd'hui très largement pratiqué chez les agriculteurs ayant adopté des techniques culturales simplifiées. L'abandon du labour est donc une pratique fréquente mais souvent non systématique (ni tous les ans, ni sur toute l'exploitation).

La figure 3-6 montre l'effet de la fréquence du labour sur le gain de carbone, par rapport à la situation labour annuel, prise comme référence. Même lorsque la fréquence du retournement est très rare (par exemple une fois tous les 20 ans, en supposant un semis direct pendant les années intermédiaires), le gain réalisé par rapport au labour annuel, s'il est significatif, est nettement plus faible que celui obtenu avec un semis direct continu, quel que soit le niveau de restitution annuel. Un labour réalisé une année sur quatre (toujours en supposant un semis direct pendant les années intermédiaires) entraîne, par rapport à la pratique continue du semis direct, une chute du gain à long terme de près de 50%, là encore quel que soit le niveau de restitution.

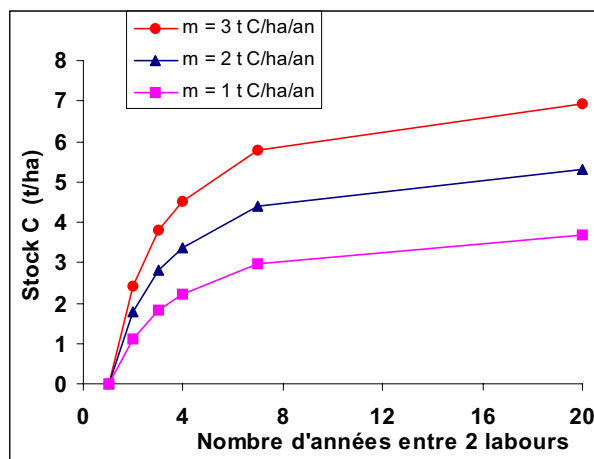


Figure 3-6. Gain de carbone (t/ha) obtenu au bout de 100 ans, en fonction du nombre d'années séparant deux labours successifs, pour 3 niveaux de restitution de résidus organiques (type pailles de céréales). Le labour pratiqué chaque année (profondeur 28 cm) est pris comme référence.

3.2.1.5. Stockage moyen retenu (fiche)

Les valeurs moyennes de potentiel de stockage retenues dans la fiche sont centrées sur la synthèse bibliographique (figure 3-2). La constante de vitesse du stockage a été fixée à la moitié de la constante de renouvellement du carbone dans les sols labourés, ce qui rend compte à la fois du ralentissement de la minéralisation et de la variation de coefficient d'humification. La différence de stock à l'équilibre serait alors de 12 tC.ha⁻¹. Le stockage moyen estimé est légèrement supérieur à celui observé dans l'essai français de Boigneville, ce qui peut rendre compte (i) d'une meilleure adaptation à la production que dans cet essai, (ii) d'une texture plus argileuse.

3.2.1.6. Autres postes du bilan de GES et d'énergie

L'économie de carburant lié au labour contribue également à la réduction des émissions de CO₂, à un ordre de grandeur en dessous du stockage de carbone dans le sol.

3.2.1.7. Autres bénéfices environnementaux

La réduction du travail du sol et en particulier le semis direct ont des effets positifs sur le sol. Ils améliorent la stabilité de la structure en quelques années (Weill et al., 1989 ; Carter, 1992 ; Angers et al., 1993 ; Beare et al., 1994 ; Angers, 1998 ; Arshad et al., 1999). Les sols sont de ce fait et grâce au mulch (Cogo et al., 1984 ; Edwards et al., 2000) moins sensibles à l'érosion, bien que le ruissellement puisse être facilité par la diminution de rugosité du sol (Boiffin et Monnier, 1991). En général la rétention d'eau est plus élevée (Arshad et al., 1999), ainsi que la macroporosité et la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol (Arshad et al., 1999). Les populations microbiennes et de faune sont plus abondantes (Buckerfield et al., 1997 ; Aslam et al., 1999 ; Mele et Carter, 1999).

Ces pratiques peuvent cependant induire des effets négatifs tels que la compaction du sol (Taboada et al., 1998), le développement des adventices (Debaeke et Orlando, 1991) et donc l'augmentation des doses de pesticides et herbicides utilisées (Barriuso et al., 1991). La pollution par des pesticides peut être aussi grande qu'en sol travaillé, car si le ruissellement diminue, les transferts rapides de pesticides dans la macroporosité du sol sont facilités.

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

TRAVAIL DU SOL REDUIT

1. Identification de la pratique:		Travail du sol réduit	
- définition activité (B)		Culture de type A avec travail du sol réduit ou non-travail	
- définition activité de référence (A)		Culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles.	
- surface potentielle en France (Mha)		19 Mha (= toutes les TL; voir partie 4)	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne France	int.conf. moyenne
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	52	7
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	40	5
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	12	6
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,02	0,01
- Symétrie ; k(B->A)		NON (0,04 an ⁻¹)	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹	0,24	0,15
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹	0,20	0,13
- Nature de la moyenne		Publications internationales filtrées	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Chronoséquences, essais agronomiques	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	dénomination tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹	Conservation tillage 0,3	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		dé-stockage deux fois plus rapide que le stockage	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		Apports de fumiers tendraient à être diminués spontanément en travail réduit / en labour	
6. Bilan GES autre que stockage C			
autres GES	t eqC.ha ⁻¹ .an ⁻¹	Pas de règle pour N ₂ O additionnel a priori	
nature/commentaire			
Economie d'énergie fossile	t eqC.ha ⁻¹ .an ⁻¹	0,05	0,03
nature/commentaire		travail du sol; autres selon usage PP	
Albedo /bilan radiatif/commentaire		pas d'effet majeur ni univoque	
7. Autre bénéfice environnemental		positif	Stabilité de la structure, ruissellement érosion
			Rétention d'eau, macroporosité
			Populations faune et microorganismes
	négatif		Compaction du sol, développement des adventices. Augmentation des doses de pesticides et herbicides
8. Facteurs de variabilité		diminution de rendement, durée de la couverture végétale, climat, texture, rotations culturales	

3.2.2. Gestion des résidus de cultures

(G. Richard, B. Gabrielle)

Dans les systèmes de cultures annuelles, la conduite des cultures et la gestion des résidus de récolte conditionnent le niveau des retours annuels de matière organique au sol. A priori, leur effet sur l'évolution du stock de carbone du sol est fonction des flux de matière organique aussi bien que de leur qualité, i.e. leur composition bio-chimique et leurs caractéristiques physiques (granulométrie, localisation en surface ou profondeur d'incorporation dans l'horizon travaillé).

En termes de pratiques, les deux scénarios envisagés ici se résument donc à la **restitution des pailles** au sol (enfouies plus ou moins profondément), qui constitue la pratique de référence, et leur **exportation** avec valorisation **énergétique** ou non, en fonction des itinéraires techniques.

3.2.2.1. Effet de la restitution des pailles

La différenciation entre pailles exportées et restituées a été introduite dans de nombreux essais à long-terme en France (Plénet et al, 1993 ; Delphin et Conésa, 1979 ; Willeman 1999). L'enfouissement annuel immobilise en moyenne après 20 ans 0,20 tC.ha⁻¹.an⁻¹. Ces valeurs sont assorties d'une variabilité pédo-climatique de plus ou moins 50%. Plénet et al. (1993) décrivent ainsi des stockages de 3 à 4 tC.ha⁻¹ en 25 ans de pratique de restitution des tiges et feuilles sur monoculture de maïs. La plupart des études de longue durée de gestion des pailles (Delphin et Conésa, 1979 par exemple) confirment le modèle Hénin-Dupuis, ou ont servi à sa calibration. Le bilan et le coût du brûlage avaient déjà été calculés par Rémy et Marin-Laflèche (1979), ce qui les avait conduits à recommander l'enfouissement.

Ces données sont conformes à celles de la littérature internationale, qui décrit que la restitution des pailles accroît le C du sol de façon significative (Kätterer et Persson, 1998 ; Chan et al., 2002 ; Rasmussen et al., 1991) avec un stockage compris entre 0,1 et 0,25 tC.ha⁻¹.an⁻¹, ou non significatif (Rasmussen et al., 1998). Une absence d'effet significatif du retour des pailles au sol est aussi parfois observée dans les prairies canadiennes (Campbell et al., 2001). Il semble que cette absence d'effet pourrait être en partie attribuable aux faibles restitutions de paille dans cet agro-écosystème combiné à des stocks de carbone du sol relativement élevés.

La synthèse de Smith et al. (2000) sur l'Angleterre chiffre le potentiel de cette pratique à 0,33 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (pas de durée spécifiée), avec une quantité incorporée de 10 t de matière sèche de pailles par ha et par an. Par rapport à ce tonnage, le différentiel pailles enfouies/exportées est probablement plus faible, plutôt voisin de 7 t de matière sèche de pailles (Charru et al., 2001 ; Beauchamp et Voroney, 1994).

Gestion des pailles Sur blé d'hiver	Rendement en grain (t/ha à 0% d'humidité)	$\Delta.k$ (t C .ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Delta stock Δ (tC.ha ⁻¹)	Flux de stockage net (scénario à 20 ans) $=\Delta.[1-\exp(-20k)]/20$ (tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Référence pailles enfouies	8,5		0	0
Pailles exportées	8,5	-0.2	-8	-0,16
Pailles brûlées sur place	8,5	-0.3	-12	-0,24

Tableau 3-2. Flux net de stockage de carbone associé aux pratiques de gestion des pailles de céréales. Sources : Boiffin et al. (1986), Wylleman (1999).

Discussion

Les résultats ci-dessus sont souvent interprétés en termes d'efficacité d'incorporation du carbone des résidus (pailles, chaumes ou racines) dans une forme de matière organique 'stable' du sol. En général, on calcule cette efficacité par différence avec le stock de C d'un témoin, par un rapport du type $[\text{Retour estimé de C dans les résidus}]/[\Delta\text{Stock C}]$. Par voie de conséquence, cette efficacité dépend de la durée du scénario choisi, et décroît à mesure que cette dernière augmente. Les efficacités citées vont de 0,5 à 1% (sur 100 ans ; Buyanovsky et Wagner, 1998 ; Schlesinger, 1999) ; 5% (recalculé de Rasmussen et Parton, 1994 ; sur 37 ans) ; 8 à 10% (Duiker et Lal, 1999) ; 10 à 18% (Campbell et al., 2000 ; sur 30 ans) ; 14% (Gregorich et al., 2001 ; sur 30 ans).

Si l'on prend une fourchette de 1 à 5% pour les efficacités (hypothèse basse sur 30 ans et plus), et des retours annuels de l'ordre de $3 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour les pailles qui ne seraient pas exportées, on trouve une fourchette de $0,03$ à $0,15 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le stockage lié à l'enfouissement des pailles, ce qui confirme le faible potentiel de cette option. Quant au potentiel supplémentaire consécutif à une éventuelle augmentation de la productivité des systèmes de culture, il serait encore du deuxième ordre par rapport à ce dernier. De plus, l'augmentation de productivité aurait pour corollaire une fertilisation azotée soutenue et un risque important de pertes de N_2O , un gaz à fort potentiel de réchauffement (cf. section de la partie 2. sur le N_2O). Il suffit en effet d'une émission supplémentaire de $1 \text{ kg N-N}_2\text{O}\cdot\text{an}^{-1}$ pour contrebalancer un gain médian de $0,1 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sur le CO_2 . L'estimation de l'IPCC évalue le facteur d'émission à 1,25% de l'azote apporté sous forme d'engrais au champ ; à ce chiffre, on peut ajouter le coût de synthèse/mise à disposition, de $1,22 \text{ kg C-CO}_2$ par kg de N engrais synthétisé (Schlesinger, 1999), qui donne un équivalent CO_2 de $0,0125 \cdot 100 + 1,22 = 2,47 \text{ kg C}$ par kg de N apporté (ou encore $0,2 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour une fertilisation de $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$).

La généralisation du calcul de potentiel de stockage par les résidus via les efficacités appelle une réserve méthodologique : dans les évolutions de carbone du sol qui les sous-tendent, il est difficile de discriminer le rôle des racines de celui des parties aériennes de la culture, puisque les différences entre les systèmes comparés concernent aussi bien les parties aériennes que souterraines. C'est évident lorsqu'on compare des systèmes dont on fait varier la productivité, mais le problème peut aussi se poser quand on ne différencie que les pailles dans la mesure où cela influe sur la fertilité des sols sur le long terme. De plus, les retours de matière organique via le système racinaire sont délicats (voire quasiment impossibles) à quantifier de manière directe, et sont le plus souvent estimés comme une proportion constante de la productivité aérienne. Or il semble que le carbone des racines ait un temps de résidence plus long dans le sol, comparé à celui des pailles (Balesdent et Balabane, 1996). Les efficacités calculées globalement sur les retours pailles+racines, comme c'est le cas en général, vont donc **sur-estimer le stockage potentiel des pailles seules**.

3.2.2.2. Valorisation énergétique des pailles

L'utilisation des pailles de cultures annuelles (céréales, colza) pour produire de l'énergie est souvent présentée comme une pratique à fort potentiel en termes de réduction des émissions de GES, par effet de substitution du carbone fossile qui entre dans la production d'énergie classique. Au niveau de la valorisation, la production de chaleur par combustion des pailles (avec éventuellement co-génération d'électricité) constitue la voie la plus explorée à l'heure actuelle. Une deuxième filière est également à l'étude, qui consiste à extraire les composés celluloseux des pailles et à les fermenter pour obtenir un carburant liquide (filière ligno-cellulosique). Néanmoins, compte tenu du peu de données technologiques disponibles sur ce procédé encore expérimental, nous nous concentrerons ici sur la première filière.

Une récente étude commissionnée par l'ADEME (Charru et al., 2001) a chiffré le rendement de substitution du C fossile par celui des pailles pour une production de chaleur. Le calcul tient compte des coûts en termes d'effet de serre liés aux différents ateliers de la filière (collecte des pailles, fabrication des chaudières, entretien, etc.), exprimés en différentiel par rapport à des filières de référence (chaudière au fioul). La fourchette donnée pour le rendement est de **0,32 à 0,36 t de C-CO₂ économisée par t de pailles brûlées**.

Si l'on prend comme hypothèse une production de 7 t.ha⁻¹ de pailles exportables (en matière sèche), on obtient une économie moyenne de 2,4 tC.ha⁻¹.an⁻¹, à comparer avec un stockage potentiel dans le sol de 0,15 tC.ha⁻¹.an⁻¹ pour le scénario alternatif où on laisse les mêmes pailles sur le sol. Le bilan de cette pratique serait donc de 2,25 tC.ha⁻¹.an⁻¹. Puisqu'il s'agit ici d'une substitution de C fossile, ce **flux a de plus l'avantage de pouvoir être considéré comme constant quelle que soit la durée choisie**.

Par unité de surface, cette estimation est un peu plus faible que celle proposée par Smith et al. (2000) pour l'Angleterre, qui ont avancé une économie de 3,5 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (ramené aux mêmes 7 t de paille à l'hectare).

La valorisation comme bio-énergie offre donc un intérêt majeur par rapport aux autres pratiques, dont les effets sont moins tranchés et beaucoup plus faibles. En revanche sa généralisation à une échelle significative nécessiterait des changements profonds à la fois dans l'organisation des exploitations (itinéraires techniques à modifier, problèmes de collecte des pailles au moment des récoltes), et dans l'approvisionnement énergétique des particuliers ou collectivités. Le gisement potentiel de pailles pour la bio-énergie doit donc être évalué localement en fonction des contraintes techniques, et également des besoins (ou non) en matière organique des sols (cf. Le Villio et al., 2001).

La restitution des pailles a pour effet une augmentation de la stabilité de la structure (Angers, 1998), une diminution de la résistance des sols à la compaction (Guérif et Faure, 1979 ; Gupta et al., 1987) et une immobilisation de l'azote dans le sol, donc une diminution des fuites de nitrates (Mary et al., 1996).

¹ 7 t de pailles x 40% (taux de C des pailles) x 5% (efficacité de stabilisation 'moyenne' du C des pailles)

3.2.3. Jachère nue

(J. Balesdent)

La pratique de la jachère nue en rotation, par rapport à une culture, se traduit par un déstockage de carbone organique du sol. En effet, pendant l'année de jachère, la minéralisation du carbone continue alors qu'elle n'est pas compensée par de nouveaux apports de carbone organique. Aucune étude spécifique n'a cependant été entreprise. On peut calculer ce déstockage selon le même modèle que celui utilisé pour le calcul du devenir des enfouissements de résidus de récolte. Les vitesses de minéralisation du carbone y sont supposées identiques à celles en présence de culture (dans le détail, différents mécanismes modifient ces vitesses, mais en sens opposés : le non-travail du sol diminue les vitesses ; l'humidité estivale accrue les augmente). Il s'agit ici d'un argument de plus en faveur des jachères de longue durée, enherbées et éventuellement pâturées, par rapport à la jachère tournante (Sebillotte et al. 1993).

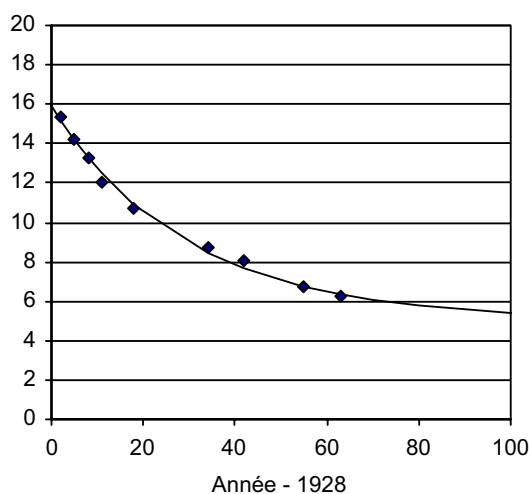


Figure 3-7. Chute de la teneur en carbone de parcelles initialement cultivées, mises en jachère travaillée depuis 1928 à l'INRA de Versailles. La régression est $C/C(0) = 0,32 + 0,68 \cdot \exp(-0,033t)$

Plénet et Juste (1993) mesurent 7 t de diminution de C en 10 ans consécutifs sur une jachère travaillée. Dans le présent rapport, nous considérons que la jachère nue provoque un déstockage moyen annuel de $0,6 \pm 0,2 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, sur un scénario à 20 ans, par rapport à une culture céréalière avec restitution de récolte. En première approximation, la non-pratique de la jachère nue peut être considérée comme symétrique de la pratique de la jachère nue pour le stockage de carbone. Le déstockage de carbone par la jachère nue en rotation peut être calculé au prorata de la fréquence.

La jachère nue imposée en 1993-1995 dans le cadre de la PAC n'est plus pratiquée. Pour le potentiel de stockage des jachères enherbées, les haies, etc., on se reportera aux sections correspondantes. Dans le contexte nord-américain (prairies de l'Ouest), la réduction, voire l'élimination, de la jachère nue représenterait une option importante pouvant favoriser le stockage de carbone dans les sols. En pratique, la jachère nue est souvent remplacée par le semis direct en culture de blé en continu comme méthode de conservation de l'eau. Dans les études canadiennes, on rapporte donc parfois des taux de stockage de carbone pour des scénarios de "Improved Crop Management Practices" qui combinent l'élimination de la jachère, l'adoption du semis direct et parfois une augmentation de la fertilisation (Campbell et al., 2000).

3.2.4. Modification des rotations, cultures intermédiaires et intercalaires, engrais verts

(G. Richard, J. Roger-Estrade, J. Balesdent)

3.2.4.1. Rotations / nature des productions

- *Principes théoriques*

Entre les différents types de productions agricoles de grande culture, la production primaire nette est variable, et la proportion de cette production primaire restituée au sol est variable également. Ainsi différentes productions présentent des potentiels de stockage de C dans les sols différents.

Il est attendu que les flux de stockage associés aux variations de rotations en sols cultivés soient **additifs et symétriques**. Le calcul du stockage dans les rotations peut être effectué **au prorata temporis** des cultures dans la rotation.

- *Potentiel de stockage*

L'analyse bibliographique indique que l'effet du type de rotation est variable mais plutôt faible (Rasmussen et al., 1980). Seuls ressortent les effets d'une jachère tournante (stockage de $0,1 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ si l'on n'en pratique pas en rotation céréalière ; Campbell et al., 2000) ou de cultures fourragères ou légumineuses. Buyanovsky et Wagner (1998) décrivent un stockage de $1 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ avec introduction de trèfle dans une monoculture de blé sur 35 ans. Gregorich et al. (2001) décrivent un stockage de $0,6 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur 35 ans avec une rotation maïs/avoine/luzerne par rapport à une monoculture de maïs. Campbell et al. (2000) observent $+0,2 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur 30 ans pour une rotation blé/lentilles par rapport à une monoculture de blé. La synthèse du GIEC (2000) donne un chiffre de $0,3 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur 37 ans pour l'introduction des cultures fourragères (Singh et al., 1994).

Nous exploiterons ici les chiffres du calcul du bilan humique pratiqué en France (Rémy et Marin Laflèche, 1976 ; Boiffin et al., 1986). Le tableau 3-3 récapitule les ordres de grandeur des quantités de C humifié produit par les restitutions de culture pour les principales espèces. La constante k (voir paragraphe 3.1.) en sols cultivés est de l'ordre de $0,025 \text{ an}^{-1}$. Ce tableau permet la comparaison des productions entre elles. Ainsi, le flux net moyen annuel de stockage dans la substitution d'un blé d'hiver par un maïs ensilage serait de $(0,24 - 0,48) = -0,24 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Il s'agit là d'une valeur extrême de flux de stockage mis en jeu par changement de culture.

Le maïs ensilage et la pomme de terre font partie des cultures déstockant du carbone. Une étude récente en Picardie portant sur 391 parcelles de grande culture a montré que les augmentations de stock de C humifié correspondaient à des rotations très céréalières avec les pailles enfouies. Les baisses sont observées dans les rotations à forte proportion de betteraves et de pommes de terre (Wylleman et al., 2001).

Culture	Surfaces 1999 (Mha)	Rendement (t/ha à 0% d'humidité)	$\Delta.k$ (tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Delta stock Δ (tC.ha ⁻¹)	Flux de stockage net (scénario à 20 ans) = $\Delta.[1-\exp(-20k)]/20$ (tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Blé d'hiver	4,3	8,5	0,6	24	0,48
Escourgeon	1,4	8,5	0,5	20	0,40
Orge printemps		7,5	0,5	20	0,40
Maïs grain	1,7	9	0,7	28	0,56
Maïs ensilage	1,5		0,3	12	0,24
Pois	0,7	5,5	0,3	12	0,24
Betterave	0,4	14 (sucre)	0,4	16	0,32
Colza	0,7	5	0,4	16	0,32
Pomme de terre	0,2	10	0,1	4	0,08
Luzerne	0,5	3	0,4	16	0,32

Tableau 3-3. Comparaison des principales cultures annuelles entre elles, pour le stockage de carbone dans le sol. La constante k (voir chapitre 3.1.) est ici fixée à 0,025 an⁻¹. Les rendements indiqués sont moyens. L'évaluation est faite dans le cas où les restitutions facultatives sont retournées au sol. L'incertitude relative sur ces valeurs moyennes est de l'ordre de $\pm 30\%$. Sources : Boiffin et al. (1986), Wylleman (1999).

3.2.4.2. Engrais verts, cultures intermédiaires

La pratique de *l'engrais vert* consiste à mettre en place une culture intermédiaire, c'est-à-dire une deuxième culture dans l'année (en général en hiver, avant une culture de printemps) et à détruire cette dernière sans la récolter. Souvent destinée à limiter les pollutions azotées, cette pratique permet également un stockage de carbone dans les sols, car elle augmente la production primaire annuelle. Plénet et al. (1993) décrivent ainsi des stockages finaux de 2 tC.ha⁻¹ après 25 ans de pratique d'engrais vert sur monoculture de maïs grain.

L'enfouissement de pailles ou d'engrais verts est accompagné d'une dépense énergétique de l'ordre de 0,006 tC.ha⁻¹.an⁻¹.

En accroissant la durée d'occupation du sol, on augmente la quantité de carbone fixée, tout en contribuant à l'amélioration de la structure du sol (action des racines), à la lutte contre l'érosion (Gallien et al., 1995 ; Fullen, 1998), au piégeage des nitrates, voire à la lutte contre certains parasites (propriétés nématicides de certaines moutardes). Par ailleurs, cette pratique a l'avantage d'être efficace, même quand elle n'est pratiquée qu'épisodiquement : toute installation d'une culture intermédiaire se traduit par un accroissement net de la quantité de carbone fixé. Pour un stockage de carbone maximal, il apparaît préférable que la destruction de l'engrais vert se fasse avec un travail du sol minimal : sans enfouissement par labour (cf. paragraphe sur le travail du sol).

Engrais vert	Rendement (t/ha à 0 % d'humidité)	$\Delta.k$ (tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Delta stock Δ (tC.ha ⁻¹)	Flux de stockage net (scénario à 20 ans) = $\Delta.[1-\exp(-20k)]/20$ (tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Seigle intermédiaire	1,5	0,2	8	0,16
Moutarde intermédiaire	2,5	0,2	8	0,16
Herbe intercalaire	4,0	0,3	12	0,24

Tableau 3-4. Potentiel de stockage de carbone dans le sol par la pratique de l'engrais vert. Les rendements indiqués sont moyens. L'incertitude relative sur ces valeurs moyennes est de l'ordre de $\pm 50\%$. Sources : Boiffin et al. (1986), Wylleman (1999).

3.2.4.3. Enherbement des vignes et des vergers : cultures intercalaires

Le tableau suivant présente quelques résultats obtenus après 18 ans d'un essai en Anjou comparant un traitement totalement désherbé à un traitement où l'enherbement contrôlé couvre 50% de la surface d'un sol limono-argileux en surface et argilo-limoneux en profondeur (Morlat et al., 1993).

	Témoin totalement désherbé	Traitement enherbé
Carbone organique (%)	0,95	1,43
Masse volumique g.cm ⁻³	1,68	1,52
Indice d'instabilité structurale	1,15	0,8

Tableau 3-5. Une étude d'effets de l'enherbement contrôlé sur quelques propriétés du sol (Morlat et al., 1993).

Les sols viticoles et arboricoles présentent actuellement en moyenne des stocks de C très faibles (de l'ordre de 30 à 35 tonnes/ha ; Arrouays et al., 1999). L'enherbement des vignes et des vergers a des effets positifs sur la structure du sol (Roberson et al., 1991) et sur l'érosion. Cette pratique a également pour conséquence de faciliter le passage du matériel en conditions humides (amélioration de la portance du sol) et d'offrir une alternative intéressante au désherbage chimique (Le Goff-Guillou et al., 2000). Les effets sont également positifs sur l'activité biologique du sol.

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

CULTURES ANNUELLES - NATURE DE LA PRODUCTION

Cette fiche exprime la gamme de variation du stockage de carbone lié à la nature de la production (céréales, colza, maïs, betterave, pomme de terre, etc.), par rapport au blé d'hiver pris comme référence (se reporter au tableau 3-3 pour chaque type de production)

1. Identification de la pratique:		
- définition activité (B)		diverses productions annuelles avec travail du sol conventionnel et restitutions obligatoires au sol : pomme de terre à maïs grain
- définition activité de référence (A)		blé d'hiver continu avec travail du sol conventionnel et restitutions obligatoires au sol
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne/mode France int. conf 95%
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	40
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	20 à 48 selon la culture
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	-20 à +8 selon la culture
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,025 0,01
- Symétrie ; k(B→A)		OUI
3. Flux annuel (action soutenue)		
- Flux net annuel de stockage initial (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,5 à + 0,1 selon la culture
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,4 à + 0,08 selon la culture
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		synthèses du bilan humique
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	dénomination	non répertorié
4. Note sur le soutien (A->B->A)		pas de soutien nécessaire pour le stockage

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

CULTURES INTERCALAIRES, ENGRAIS VERTS

1. Identification de la pratique:		engrais vert	
- définition activité (B)		rotation de type A avec engrais vert	
- définition activité de référence (A)		rotation sans engrais vert, avec restitution des parties non récoltées, travail conventionnel.	
- surface potentielle maximale en France (Mha)		env. 4	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne/mode France	int.conf. à 95% sur la moyenne/mode
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	48	
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	40	
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	8	4
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,025	0,01
- Symétrie ; k(B→A)		OUI	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage initial (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0,2	0,1
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha⁻¹an⁻¹	0,16	0,08
- Nature de la moyenne			
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		synthèses du bilan humique	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	dénomination	non répertorié	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		pas de soutien nécessaire pour le stockage	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		sans objet	
6. Bilan GES autre que stockage C			
Autres GES		économie d'azote donc réduction potentielle de N2O	
7. Autre bénéfice environnemental		positif	limitation de l'érosion et de la fuite de nitrates
8. Facteurs de variabilité		nature de l'engrais vert, sol, climat	

3.2.5. Irrigation en terres labourables

(J. Balesdent)

L'irrigation en tant que moyen de re-végétalisation n'est pas traitée ici.

- **Principes théoriques**

L'irrigation fait partie des pratiques qui, augmentant la production végétale, a été évoquée comme pouvant contribuer à stocker du carbone dans les sols. Cependant, l'irrigation augmente aussi l'humidité des sols. Ce dernier facteur accélère considérablement la biodégradation, et c'est en particulier en période estivale, où la biodégradation est maximale (trois fois plus rapide qu'en moyenne annuelle), que l'effet de humidité est le plus important. L'humidité estivale a d'ailleurs été décrite comme expliquant la plus forte minéralisation observée en été dans les jachères par rapport aux cultures (Lubet et Juste, 1979), l'évapotranspiration étant nettement plus faible sans végétation. Cependant, les vitesses de biodégradation ne sont pas proportionnelles à l'humidité du sol ; des seuils sont admis : la biodégradation est optimale au dessus de 50 à 60% de la porosité du sol remplie d'eau. L'irrigation de sols secs et l'irrigation estivale affecteront plus la biodégradation que celle des sols humides ou l'irrigation de printemps. En conséquence, aucune loi moyenne simple reliant la quantité d'eau apportée à la minéralisation du carbone ne peut être établie. Sol, climat et dates de l'irrigation sont des facteurs de variabilité. De plus, à production végétale aérienne égale, l'irrigation se traduit par une *diminution des apports de carbone au sol*, car les masses de racines sont inférieures : la disponibilité de l'eau est un des premiers facteurs qui affectent la production racinaire. Les alternances humectation-dessiccation peuvent augmenter considérablement la minéralisation, ou inversement, la protection du carbone; cependant aucune relation univoque avec l'irrigation n'a été décrite.

- **Estimation du stockage potentiel**

Dans un essai de plus de 10 ans en Alsace, comparant irrigation et non-irrigation sur céréales, Delphin et Conesa (1979), comme Boisgontier (1982), n'observent pas d'augmentation du carbone du sol malgré l'augmentation de production, et concluent à une annulation par l'effet de l'eau sur la biodégradation.

Nous essayons ci-dessous de chiffrer les conséquences de l'irrigation sur les vitesses de minéralisation. Différentes équations décrivent l'effet de l'humidité des sols sur les vitesses de minéralisation du carbone. Nous utilisons ici celle du modèle de Rothamsted (Jenkinson et Rayner, 1977). Ce modèle attribue un coefficient multiplicateur des vitesses de biodégradation au déficit hydrique du sol. Nous avons calculé ci-dessous l'effet de l'irrigation sur la minéralisation du carbone du sol d'après ce modèle.

Les valeurs du tableau indiquent qu'une irrigation inférieure à 100 mm peut conduire à une augmentation de la vitesse de destruction du carbone de l'ordre de 30%. Dans les conditions de grandes cultures, le gain de production carbonée par irrigation sera en général plus faible. Un stockage de carbone moyen nul sera attribué à l'irrigation.

Scénario d'humidité du sol	apport d'eau minimal correspondant	Coefficient moyen annuel de destruction de la matière organique (indice)
Année moyenne, sans irrigation	0	1
Dessiccation estivale retardée de 1 mois	44 mm (juin)	1,12
Dessiccation estivale retardée de 2 mois	60 mm (juin-juillet)	1,33
Humidité jamais limitante pour la biodégradation	70 mm (juin-août)	1,42

Tableau 3-6. Calcul des conséquences sur la minéralisation du carbone du sol, de l'augmentation de l'humidité consécutive à une irrigation en début d'été (d'après le modèle de Rothamsted, appliqué au climat moyen de l'Île-de-France). Un retard de deux mois dans l'apparition du déficit estival (par l'apport de 60 mm d'eau en juin-juillet) multiplie les vitesses de destruction des MOS par un facteur 1,33.

- *Autres postes du bilan de GES et d'énergie*

Il est à noter que l'augmentation de l'humidité des sols contribue à augmenter l'émission de N₂O ; la variable humidité est la deuxième variable explicative de ce flux, après les intrants azotés ; les cultures fertilisées irriguées réunissent les deux.

L'irrigation, étant accompagnée d'une augmentation du flux évapotranspiratoire, contribuera à modifier le bilan énergétique, dans le sens d'une diminution des températures de surface à l'échelle locale, mais dans un sens incertain à l'échelle globale (partie 2.).

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

IRRIGATION EN GRANDE CULTURE

1. Identification de la pratique:		Irrigation de terres non arides	
- définition activité (B)		Culture de type A irriguée 50 à 100 mm/an	
- définition activité de référence (A)		Culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles, restitution des fumiers de l'exploitation.	
- surface potentielle en France (Mha)		<Mha (=Terres labourables)	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne	int.conf.
		France	moyenne
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	40	05
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	40	05
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	0	5
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,035	0,01
- Symétrie ; k(B→A)		OUI (k 0,04 an ⁻¹)	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0	0,05
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0	0,05
- Nature de la moyenne		Mode national	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Essais agronomiques	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	dénomination	irrigation of drylands	
	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0.05 to 0.1	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		approximativement réversible	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		aucun transfert associé	
6. Bilan GES autre que stockage C			
autres GES	t eq.C.ha ⁻¹ an ⁻¹	N ₂ O additionnel a priori	
nature/commentaire			
Economie d'énergie fossile	t eq.C.ha ⁻¹ an ⁻¹		
nature/commentaire		pompage	
Albedo /bilan radiatif/commentaire		bilan d'énergie affecté	
7. Autre bénéfice environnemental (-1, 0, 1)		négatif sur l'économie de l'eau	
nature/commentaire			
8. Facteurs de variabilité			
climat, période, efficacité de l'irrigation sur le rendement		Evaluer à part la re-végétalisation	

3.2.6. Fertilisation minérale en terres labourables

(J.Balesdent)

Une question importante n'est pas résolue actuellement : celle de **l'effet de l'intensification de la production agricole sur les réserves des matières organiques des sols**. D'une part, les rendements agricoles, et donc la production carbonée, ont augmenté considérablement : le rendement moyen français en blé était de l'ordre de 9 q/ha au début du 19^e siècle (Démonet, 1987) ; il était décuplé en 1990 (90 q/ha). Or, parallèlement, on relève essentiellement des constats de baisse des teneurs en matières organiques dans les sols sous cultures annuelles en conditions de labour (Walter et al., 1995 ; Fardeau et al., 1988). Certes, les restitutions carbonées au sol n'ont pas évolué en proportion des rendements pour plusieurs raisons : évolution génétique et agronomique de l'allocation au grain, diminution de l'action des pathogènes et ravageurs, diminution des mauvaises herbes. Cependant la question est posée d'un effet contraire de l'intensification sur les vitesses de destruction des matières organiques. Parmi les facteurs de cette intensification, la fertilisation minérale est discutée ici.

- **Principes théoriques**

D'une part, la fertilisation (NPK) augmente la production carbonée végétale, jusqu'à une dose correspondant à un optimum, au-delà de laquelle les rendements n'augmentent plus, ou chutent. D'autre part, l'élément azote est parfois limitant pour la biodégradation des substrats carbonés.

Azote

L'apport d'azote peut augmenter la vitesse de biodégradation du carbone du sol quand l'élément azote est limitant pour les microorganismes et quand les débris végétaux à C/N élevé représentent une part importante de ce carbone (Molina et al., 1990). On peut calculer d'après le rendement d'assimilation des microorganismes et les besoins azotés de la synthèse microbienne que cette limitation présente un seuil : il peut y avoir un ralentissement de biodégradation au dessus du rapport C/N = 25 des substrats à dégrader. Cet effet de la fertilisation azotée ne semble pas concerner les terres agricoles cultivées, où les matières organiques ont un C/N moyen de 10 (Morel et al., 1984).

A l'inverse, l'incorporation d'azote dans les substances humiques, qui est plus élevée dans les sols fertilisés que sous végétations natives, contribuait à augmenter leur résistance aux dégradations enzymatiques. A Versailles, des parcelles d'essai du dispositif dit des "42 parcelles" ont été maintenues sans culture et soumises à des apports massifs de NH_4^+ ou NO_3^- , pendant 63 ans. Comparée à celle des témoins sans apport, la teneur finale en carbone n'est pas affectée par l'apport de NO_3^- , elle est même très légèrement supérieure dans le cas d'apport d' NH_4^+ (G. Veneau, communication personnelle).

Potassium et phosphore

Le potassium n'a jamais été décrit comme facteur limitant les vitesses de minéralisation du carbone. Au contraire, l'apport de K, comme de tout cation monovalent, tend à une dispersion des particules du sol et peut provoquer une déprotection du carbone. Cet effet serait faible car K reste toujours minoritaire par rapport à Ca sur le complexe d'échange, cependant aucune étude n'a abordé la question à notre connaissance. P peut être limitant pour la biodégradation ; cependant, la quasi-totalité des sols agricoles français étant depuis plusieurs décennies pourvus en excès, aucune étude au champ n'a mis en évidence à notre connaissance d'effet sur la minéralisation du carbone. Les essais de fertilisation à deux éléments (NP, NK, PK) du dispositif Dehérain (Morel et al., 1984) conduisent à des évolutions

des réserves de carbone au prorata des rendements, comparés aux traitements sans fertilisant et avec NPK.

Chaulage et correction de pH

Les conséquences de la modification du pH du sol, par chaulage, sur la minéralisation du carbone sont parfois invoquées. Le pH en tant que tel n'affecte que peu l'activité moyenne de minéralisation, même si les populations microbiennes concernées varient. Par exemple, la vitesse de décomposition de feuilles d'épicéas n'est pas modifiée par un chaulage amenant le pH (KCl) du sol de 3,5 à 5,4 (Smolander et al., 1996). En revanche, le chaulage de sols acides et alumineux (pH<4) peut, en augmentant la cristallinité des formes de l'aluminium, libérer les matières organiques copécipitées avec l'aluminium libre ou amorphe, comme c'est le cas lors de la mise en culture d'acrisols (Arrouays et al., 1994). Mais, inversement, le remplacement de H⁺ par Ca²⁺ sur la capacité d'échange peut favoriser l'insolubilisation des composés organiques et leur préservation dans le sol. L'effet du pH n'est sûrement pas univoque et reste probablement faible dans les sols non alumineux et dans le domaine de 5 à 8 unités de pH. A Versailles, des parcelles d'essai ont été maintenues sans culture et soumises à des apports massifs de CaO, CaCO₃, ou à aucun apport, pendant 63 ans. La teneur initiale en carbone était de 16 mg.g⁻¹ ; elle prenait en 1991 des valeurs peu différentes : 6,6, 7,4 et 6,2 mg.g⁻¹, pour des pH de 8,6, 8,3 et 5,5, dans ces trois traitements respectivement (G. Veneau, communication personnelle).

- ***Estimation du stockage potentiel***

Sur des sols dont le C/N est de 9 à 10, maintenus avec ou sans apport carboné pendant 15 ans, Morel et al. (1984) n'observent aucun effet de l'apport d'azote sur l'évolution du carbone organique. Les essais de fertilisation de longue durée où le carbone a été suivi révèlent des niveaux de matières organiques plus bas sans fertilisation. L'interprétation dans un modèle de dynamique du carbone est compatible avec un niveau d'apport de carbone au sol proportionnel à la production de matière sèche, et à une *vitesse de biodégradation indépendante de la fertilisation*. C'est le cas de l'essai de Halle en Allemagne, conduit en maïs et seigle (Ludwig et al., in press) et de l'essai Dehérain en blé et betterave, (Morel et al., 1984), de l'étude de Gregorich et al., (1996) et de la synthèse de Powlson et al. (1998).

Concernant les valeurs du changement de stock organique, nous avons comparé différents niveaux de productivité pour une même rotation (via des fertilisations NPK différenciées ou le passage à des variétés plus productives). Les résultats sont variables, allant d'effets non significatifs (Liang et al., 1998 ; Rasmussen et Parton, 1994) ou relativement faibles (Powlson et Johnston, 1992 à Rothamsted, stockage < 0,1 tC.ha⁻¹.an⁻¹), à des stockages variant de 0,1 à 0,5 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (Gregorich et al., 1996) (Buyanovsky et Wagner, 1998).

Dans ce rapport, nous proposons un effet moyen nul de la fertilisation sur les vitesses de biodégradation du carbone, et considérons le potentiel de stockage de carbone comme relié à la productivité carbonée associée à la fertilisation. Les fertilisations étant en France dans la plupart des cas appliquées à l'optimum ou au-delà, un gain de carbone nul par augmentation de la fertilisation est proposé. En revanche, une diminution de la production par diminution de la fertilisation seule se traduira par un déstockage de carbone.

Le rapport du GIEC (2000) mentionne la fertilisation, au sein des pratiques d'intensification, comme un moyen d'augmenter le stockage de carbone. Dans les agricultures déjà à forts intrants, c'est l'augmentation de l'efficacité de la fertilisation qui pourrait augmenter la production carbonée. Notre étude sur ce sujet diffère donc significativement de celle du GIEC (2000).

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

DIMINUTION DE FERTILISATION

Les niveaux de fertilisation étant actuellement optimaux pour la production carbonée, une diminution par rapport au régime courant est décrite.

1. Identification de la pratique:		Diminution de fertilisation	
- définition activité (B)		Culture de type A conduite avec une fertilisation azotée correspondant à un rendement 20% plus faible	
- définition activité de référence (A)		Culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles, fertilisation courante, restitution des fumiers de l'exploitation.	
- surface potentielle en France (Mha)		19 Mha (=Terres labourables)	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne	int.conf.
		France	moyenne
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	34	5
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	40	5
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	-6	4
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,04	0,01
- Symétrie ; k(B→A)		OUI (k 0,04 an-1)	
la fertilisation au-delà des doses actuelles ne cause qu'une augmentation minimale de l'apport carboné au sol			
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,24	0,1
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,17	0,1
- Nature de la moyenne		Mode national	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Essais agronomiques de longue durée	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	dénomination tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	non répertorié	
4. Note sur le soutien		réversible	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		aucun transfert associé	
6. Bilan GES autre que stockage C			
autres GES	t eq.C.ha ⁻¹ an ⁻¹	N ₂ O réduit a priori	
nature/commentaire			
Economie d'énergie fossile	t eq.C.ha ⁻¹ an ⁻¹	réduction de l'énergie de synthèse de N	
nature/commentaire			
Albedo /bilan radiatif/commentaire			
7. Autre bénéfice environnemental (-1, 0, 1)			
nature/commentaire			
8. Facteurs de variabilité			
climat, période, efficacité de l'irrigation sur le rendement			

3.2.8. Gestion des effluents d'élevage

(S. Houot, J. Balesdent)

- **Principe théoriques**

Les effluents d'élevage sont systématiquement restitués au sol. Une alternative à cette pratique, qui affecterait considérablement le stockage de carbone, serait leur incinération. Cette pratique n'est pas envisagée ici. En revanche, leur valorisation énergétique (biogaz) est envisageable. Concernant le stockage de carbone dans le sol qui peut être associé à la gestion des effluents d'élevage, les questions posées sont celles des modalités d'apport au sol.

Compostage des fumiers

Les techniques de compostage des fumiers sont largement pratiquées. A masse équivalente de carbone apporté au sol, la contribution aux matières organiques du sol des fumiers compostés est supérieure à celle des fumiers frais. Ce résultat est dû au fait que les composés les plus biodégradables ont été minéralisés hors-sol lors du compostage et que les composés résiduels à temps de résidence long sont concentrés. Aucune étude à notre connaissance n'a comparé les cinétiques de minéralisation du carbone dans la chaîne de conditionnement *et* à long terme dans le sol. Les chiffres de minéralisation hors-sol et de rendement humique comparés sont compatibles avec le bilan final suivant : à masse de carbone d'effluent initial égale, fumier frais ou fumiers composés ont un potentiel de stockage de carbone organique identique.

Localisation de l'épandage

Une question posée est l'influence du type de milieu où les déchets sont épandus, sur leur temps de résidence dans le sol. Cette influence est *a priori* celle des facteurs habituels régissant les temps de résidence du carbone (climat, texture, culture). L'apport des déchets en forêt ou en prairies, où le temps de résidence du carbone est plus long qu'en sols cultivés serait *a priori* un moyen de stocker du carbone. Mais jouer sur le milieu d'épandage supposerait un coût de transport des effluents du lieu de production au lieu d'épandage, important par rapport au bénéfice du stockage additionnel. Cependant aucune étude à notre connaissance ne conforte l'hypothèse de Smith et al. (2000) selon laquelle le temps de résidence du carbone des fumiers serait plus long en sol cultivé qu'en prairie.

- **Flux de carbone en jeu**

Cette section indique les ordres de grandeur des quantités de carbone mises en jeu *via* les effluents d'élevage.

	Masse annuelle (10 ³ t de MB ^a)	Matière sèche (% MB)	Carbone organique (%MS)	Total Carbone organique (10 ³ t C)
Effluents d'élevage	275 000			
dont 86% sont des fumiers	236 000	20 (18-22)	48	22 656

Tableau 3-7. Production carbonée annuelle des effluents d'élevages. Données : ADEME, 2001 ; IFEN, 2002.

Le "rendement" en matières organiques du sol des fumiers a été classiquement évalué dans le cadre du modèle de Hénin et Dupuis (1945) (Tableau 3-8). Mises à part les valeurs les plus anciennes obtenues par Hénin et Dupuis, les coefficients isohumiques du fumier semblent peu varier avec les conditions climatiques et le type de sol, de 0,2 à 0,4. Selon le degré d'évolution des fumiers ("pailleux" à "bien décomposé"), le coefficient isohumique augmente de 0,25 à 0,5 (Rémy et Marin-Lafèche, 1976).

Référence	Culture	K ₁	Lieu, type de sol
Fumier de bovins			
Hénin et Dupuis, 1945	Blé-orge	0,10 à 0,70	Rothamsted, Versailles
Morel et al, 1984	Blé-betterave	0,25 à 0,30	Essai Dehérain, Grignon, sol argilo-limoneux carbonaté
Morel et al, 1981	Sol nu	0,2	Essai 36 parcelles, Grignon, sol argilo-limoneux carbonaté
Jenkinson et Rayner, 1977	Orge	0,2	Hoosfield, Rothamsted, UK
Persson et Kirchmann, 1994 Gerzabek et al, 1997	Céréales, colza	0,27	Uppsala, Suède Sol argilo-limoneux, pH 6,6 Eutric Cambisol
Boiffin et al, 1986	Parcelles cultivées	0,30	Noyonnais, type de sols variés
Delas et Molot, 1983	Maïs, Pomme de terre	0,32	Bordelais, Sol de Grave, sableux, pH alcalin

Tableau 3-8. Valeurs de coefficient isohumique (K₁) d'amendements organiques obtenues par voie expérimentale au champ. Ce coefficient K₁ caractérise le rendement en "humus" des matières organiques apportées (augmentation du stock de C organique dans le sol / quantité de C organique apporté). Le stockage dans le sol de carbone des fumiers (représentation exponentielle dans le cadre d'un scénario à 20 ans, voir 3.1.) peut être dérivé du coefficient K₁ selon la formule = $K_1/20/kx[1-\exp(-20.k)]$ avec $k = 0,025 \text{ an}^{-1}$, soit $0,79xK_1$.

Sur la base d'un coefficient K₁ = 0,3, pour l'ensemble du gisement national (environ 25 MtC.an⁻¹), le stockage moyen annuel de carbone des effluents d'élevage dans les sols est de l'ordre de :

$$0,23 \times 25 \text{ MtC.an}^{-1} = 5,8 \text{ MtC.an}^{-1}$$

- **Potentiel de stockage de carbone**

Les fumiers étant déjà épandus au sol, le potentiel moyen de stockage de carbone dans le sol par gestion des effluents d'élevage est ici considéré comme nul. Cependant, cette proposition est assortie d'incertitudes : celles ayant trait au compostage et à la localisation de l'épandage. Si des pratiques pouvaient modifier de 10% le stockage de carbone dans le sol du fumier épandu, le potentiel national de stockage dû à de telles pratiques serait de l'ordre de 0,6 MtC.an⁻¹.

Dans le détail, le potentiel de réduction d'émission de carbone via la gestion des déjections animales devrait être inclus dans une approche plus large concernant l'activité de l'élevage. Le bilan devrait comptabiliser le stockage de carbone dans les herbages et cultures fourragères (voir 3.5.), la production de méthane des ruminants, les autres GES des effluents, l'importation d'alimentation animale, etc.

3.2.9. Gestion des déchets organiques hors effluents d'élevage et résidus de récolte

(S. Houot)

Dans le contexte du bilan de CO₂, l'apport au sol des déchets doit être comparé au retour rapide à l'atmosphère, c'est-à-dire essentiellement l'incinération. Dans cette section, ce n'est donc pas le stockage de C par hectare qui est discuté, mais le stockage dans le sol par masse de déchet épandu. Ces chiffres seront à comparer au coût ou au bénéfice énergétique de la combustion, qui ne sont pas détaillés ici.

Les différentes filières de traitement des déchets d'origine anthropique ont des conséquences variées en terme d'émission de gaz à effet de serre. Une synthèse récente au niveau européen (Smith et al., 2001) compare les bilans des différents modes d'élimination des déchets :

- Un bilan positif de 181 équiv. CO₂ / tonne de déchets est calculé en cas d'incinération sans récupération d'énergie ou de chaleur.

- Ce bilan devient négatif quand l'énergie et la chaleur sont récupérées (-348 kg équiv. CO₂ / tonne de déchets).

Le recyclage maximum des déchets incluant le compostage de la fraction organique et le stockage dans les sols du carbone composté conduit au bilan minimum avec -450 kg équiv. CO₂ / tonne de déchets, le stockage du carbone comptant pour -50 kg équiv. CO₂ / tonne de déchets environ.

- **Gisement actuel**

Les déchets organiques sont pour les sols des sources potentielles de matières organiques exogènes (MOE) pouvant permettre d'augmenter le stock de matière organique des sols. Ces MOE incluent les effluents d'élevage, les déchets d'origine urbaine (boues d'épuration urbaine et composts) et les déchets des agro-industries (Tableau 3-9).

	Masse annuelle (10 ³ t de MB ^a)	Matière sèche (% MB)	Carbone organique (%MS)	Total Carbone organique (10 ³ t C)
Déchets agro-industriels	43 000			
Boues d'épuration urbaine	9 000			
dont 15% sont compostés	110	48 (30-70)	35 (14-52)	18
Composts déchets verts	900	50	26 (9-45)	117
Composts biodéchets	40	60	21 (6-41)	5
Composts ordures ménagères	630	60	22 (8-35)	83

^a MB : matière Brute

Tableau 3-9. Gisement annuel actuel de déchets organiques susceptible de contribuer au stockage de C dans les sols (données : ADEME, 2001 ; IFEN, 2002). Des fourchettes de variation sont indiquées quand elles sont connues. Noter l'ordre de grandeur des gisements par rapport à celui des fumiers (22 656 000 tC ; tableau 3-7).

Les déchets les plus efficaces pour augmenter les stocks de matière organique dans les sols seront ceux répondant aux critères normatifs des amendements organiques (norme NFU 44-051, AFNOR, 1999) : un seuil de teneur minimale exigée en matière organique, teneur maximale en azote et valeur maximale du rapport matière organique/azote organique, ces critères normatifs variant en fonction du type d'amendement organique. Cela inclut les composts urbains : composts de déchets verts, de

biodéchets (fraction fermentescible des ordures ménagères, collectée sélectivement), d'ordures ménagères. Les composts de boues sont de nature similaire et sont en cours de normalisation (NFU 44095). Les boues urbaines, si elles ne sont pas compostées, ne permettent qu'un stockage faible, voire nul, de carbone et seront négligées ici. Les flux annuels en carbone organique correspondant à ces MOE sont donnés dans le tableau 3-9.

Les fumiers constituent la source majoritaire d'amendements organiques en agriculture. En revanche, dans les zones d'agriculture intensive où l'élevage a pratiquement disparu, les déchets organiques d'origine urbaine constituent la source majoritaire d'approvisionnement en matière organique pour les agriculteurs et pourraient contribuer au stockage de C organique dans les sols (Le Villio et al., 2001). Actuellement, seulement 7% des déchets ménagers sont compostés alors que 50% sont potentiellement compostables (incluant biodéchets, boues, papiers-cartons et déchets verts). L'évolution du contexte réglementaire et la normalisation des composts de boue devraient permettre le développement de cette filière de traitement des déchets urbains, y compris des boues d'épuration. Si on vise un objectif de traiter 35% des 50.10⁶ tonnes de déchets municipaux par compostage, cela porterait la production annuelle de compost de 1 680.10³ t MB actuellement à 17 500.10³ t MB. En considérant un épandage de 30 t MB/ha tous les 3 ans, 1 750 000 ha de SAU pourraient être concernés, soit environ 9% de la SAU totale. Les surfaces concernées sont faibles, mais, en matière d'élimination des déchets, cette filière est importante à développer.

- **Capacité des produits à stocker du C dans les sols**

Mesures au champ

Il existe relativement peu de résultats expérimentaux obtenus en conditions de plein champ, permettant d'évaluer les possibilités de stockage de C dans les sols à partir des amendements organiques. Ces résultats sont obtenus à partir d'essais de longue durée où l'évolution des teneurs en carbone organique est suivie en fonction du temps et au fur et à mesure des apports organiques, dans l'horizon d'incorporation des amendements organiques. Il est rarement fait mention de suivis de la densité des sols (Boiffin et al., 1986 ; Persson et Kirchmann, 1994), ce qui laisse supposer que les calculs ne tiennent pas compte de la diminution de densité apparente des sols associée à l'augmentation de la teneur en matière organique des sols. Les essais sont cultivés ou maintenus en sol nu. Les résultats sont exprimés en rendement en "humus" des matières organiques apportées (augmentation du stock de C organique dans le sol / quantité de C organique apporté), ce qui correspond au coefficient isohumique (K₁) défini par Hénin et Dupuis en 1945.

Référence	Culture	K ₁	Lieu, type de sol
Tourbe Gerzabek et al, 1997	Céréales, colza	0,57	Uppsala, Suede Eutric Cambisol
Composts urbains Lemaire, com. personnelle.	Sol nu	0,2 à 0,5	Anjou, France Limon-argileux, pH acide

Tableau 3-10. Valeurs de coefficient isohumique (K₁) d'amendements organiques obtenues par voie expérimentale au champ. Ce coefficient K₁ caractérise le rendement en "humus" des matières organiques apportées (augmentation du stock de C organique dans le sol / quantité de C organique apporté). Le stockage dans le sol de carbone des amendements organiques (représentation exponentielle dans le cadre d'un scénario à 20 ans, voir 3.1.) peut être dérivé du coefficient K₁ selon la formule = (K₁20.k)x[1-exp(-20.k)] avec k = 0,025 an⁻¹, soit 0,79xK₁.

Quelques essais de plus courte durée (3-4 ans), en petites parcelles de 2 m² maintenues en sol nu, ont été réalisés pour évaluer les coefficients isohumiques de différents types de composts d'origine urbaine. Le principe de mesure est le même : différence de stock de matière organique dans le sol estimée sur la base de différences de concentration des teneurs en matière organique sans tenir compte de l'évolution de la densité du sol, exprimée en proportion des quantités de matière organique apportée. Les K₁ mesurés de composts d'ordures ménagères varient entre 0,2 et 0,5 (Lemaire, communication personnelle).

L'accumulation de matière organique se fait préférentiellement dans les fractions granulométriques les plus grossières, qui sont un bon indicateur du changement de statut organique du sol (Gerzabek et al., 2001).

Approche du coefficient isohumique à l'aide d'un fractionnement biochimique de la matière organique des amendements

Sachant que le rendement en matière organique du sol des produits susceptibles d'être épandus n'est pas toujours accessible par l'expérience, certaines méthodes ont été proposées pour relier ce paramètre à la composition chimique des produits. La matière organique des amendements organiques est subdivisée en fraction soluble, cellulose, hémicellulose et lignine+cutine, sur la base d'une méthode de fractionnement adaptée des méthodes établies par van Soest pour les fourrages (Linères et Djakovitch, 1993). Les mêmes réactifs sont utilisés sans que les fractions extraites aient véritablement été identifiées comme étant des cellulose, hémicellulose et lignine. On parlera donc de fraction "équivalent cellulose", "équivalent lignine"... La mesure de teneur en lignine des amendements organiques a d'ailleurs été proposée comme base de fractionnement des quantités de matière organique entrant dans les sols en compartiments plus homogènes au plan dynamique permettant la simulation des teneurs en matière organique dans un sol soumis à des apports d'amendements organiques (Paustian et al., 1992).

Les résultats de ce fractionnement biochimique ont été utilisés pour calculer un modèle statistique permettant de décrire la quantité de carbone stable d'amendements organiques, mesurée au cours d'incubations de longue durée en conditions contrôlées de laboratoire. Un indice de stabilité biologique (ISB) est calculé, représentant une fraction de matière organique stable dans les produits organiques. La comparaison de ces mesures d'ISB à des mesures de coefficients isohumiques K₁ au champ montre leur corrélation (Le Bohec et al., 1999). Le coefficient ISB peut donc être utilisé comme "estimateur" du coefficient K₁. Une méthode similaire est proposée par Robin (1997) qui définit un autre indicateur Tr du K₁. Ces méthodes de fractionnement sont actuellement en cours de normalisation et serviront à la caractérisation des amendements organiques.

Pour les composts, la valeur d'ISB varie avec le type de déchets compostés et le procédé de compostage (Tableau 3-11). Ces estimateurs de K₁ sont utilisés pour calculer les possibilités de stockage de C organique dans les sols agricoles soumis à des épandages présentées dans la fiche résumé.

- **Potentiel de stockage de carbone dans les sols**

Sur la base du gisement actuel de 223 000 tC (tableau 3-9) après compostage et d'un stockage moyen dans le sol compris entre 0,23 et 0,55 tC par t de C apporté après compostage (tableau 3-11), le potentiel de stockage dans le sol est de l'ordre de 95 800 tC (tableau 3-11).

Type d'amendement	K ₁ (d'après ISB)	Référence	Quantité de C séquestré* (tC/ tC apportée) Moyenne sur 20 ans = $(K_1/20k) \cdot [1 - \exp(-20 \cdot k)]$	Potentiel de stockage annuel 10 ³ tC/an
Compost d'ordures ménagères	0,3 (0,2-0,5)	Linères et Djakovitch, 1993 ; Houot et al, 2002a, b	0,23	19,1
Compost de déchets verts	0,7 (0,6-0,8)	Linères, communication personnelle ; Houot et al, 2002a	0,55	64,4
Compost de biodéchets	0,6	Houot et al, 2002a	0,47	2,4
Composts de boue	0,7	Houot et al, 2002b	0,55	9,9

(*) Le calcul du stockage moyen dans le cadre d'un scénario à 20 ans est le suivant : une proportion $(1-K_1)$ du carbone apporté au sol retourne rapidement à l'atmosphère. Le reste (K_1) a un temps moyen de résidence dans le sol de 40 ans ($k = 0,025 \text{ an}^{-1}$).

Tableau 3-11. Indices de stabilité biologique (ISB) mesurés sur la base d'un fractionnement biochimique de la matière organique d'amendements organiques. Estimation des quantités de C stockées par tonne de C apporté* et potentiel de stockage en tenant compte de la production actuelle de compost.

Actuellement, le devenir des déchets municipaux, sur un total de 27,4 Mt MB, est le suivant (ADEME, 2000) :

- compostage (destiné à l'épandage au sol) : 6,6%
- recyclage issu de collecte sélective : 8,0%
- mise en décharge : 50,0%
- incinération sans valorisation énergétique : 6,6%
- incinération avec valorisation énergétique : 28,8%

Le compostage suivi de l'apport au sol peut être comparé pour le bilan de carbone à ces trois derniers postes.

- Concernant la mise en décharge, aucune étude à notre connaissance n'en fait le bilan de carbone. Il est cependant probable que le devenir à long terme du carbone soit sensiblement le même, voire séquestré plus longtemps, en décharge qu'en apport au sol. Les questions de l'émission de méthane et de N₂O, potentiellement émis en décharge, peuvent prévaloir sur celles du stockage de carbone.

- Concernant l'incinération, l'épandage au sol est bien sûr préféré à l'incinération sans valorisation énergétique, mais non à l'incinération avec valorisation énergétique, comme cela a été mentionné pour les pailles.

Au final, le potentiel de stockage supplémentaire de carbone des déchets municipaux dans les sols apparaît relativement faible : de l'ordre de 0,1 MtC.an⁻¹, si l'on double les quantités actuellement compostées, aux dépens de l'incinération sans valorisation énergétique. Cependant la comparaison des émissions de CH₄ et N₂O entre décharge et compostage mérite une étude appropriée.

• *Autres bénéfices environnementaux*

L'apport d'amendements et déchets organiques au sol a des effets variés qui dépendent très fortement de l'origine et de la nature des déchets. Brièvement, des résidus animaux, boues ou composts apportés au sol peuvent améliorer les propriétés physiques : stabilité de la structure, (Khaleel et al., 1981 ; N'dayegamiye et Angers, 1993 ; Diaz et al., 1994 ; Gasser et al., 1995 ; Sun et al., 1995 ; Fortun et al., 1996), et protéger le sol de l'érosion (Ballif, 1994 ; Bazzoffi et al., 1998 ; Edwards et al., 2000), et augmenter la rétention de l'eau (Khaleel et al., 1981 ; Shiralipour et al., 1992 ; Illera et al., 1999 ; Zebarth et al., 1999). En sols sableux, on peut ainsi augmenter la CEC. Les amendements sont aussi des sources d'éléments fertilisants par minéralisation (N, P, K) (collectif, 1996). Leur apport peut

augmenter les populations vivantes du sol et la biodiversité (Guidi et al., 1988 ; Peres et al., 1998 ; Bracho et al., 1999).

Les conséquences environnementales négatives sont essentiellement liées aux pollutions engendrées par ces amendements : de nitrates et phosphates dans les eaux, d'ammoniac par volatilisation, de polluants organiques (collectif, 1995b) et de métaux (collectif, 1995a).

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

EPANDAGES DE DECHETS ORGANIQUES

La comptabilisation est ici par tonne de carbone apporté au sol et non par unité de surface

<p>1. Identification de la pratique: - définition activité - définition activité de référence - surface potentielle en France (ha) - gisement national</p>	<p>Epandage de déchets organiques Epandage du déchet sur culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles. Incinération du déchet sans objet env. 300 000 tC.an⁻¹</p>
--	--

2. Flux de stockage annuel par apport au sol (scénario à 20 ans)

Type d'amendements	$K_1^{(*)}$	Quantité de C séquestré (t / t apportée) Moyenne sur 20 ans = $K_1/20/k \cdot [1 - \exp(-20 \cdot k)]$
Compost de boues	0,7	0,55
Composts déchets verts	0,7	0,55
Composts de biodéchets	0,6	0,47
Composts ordures ménagères	0,3	0,23

Le dernier type de compost est une filière amenée à disparaître.

(*)Le calcul est le suivant : une proportion $(1-K_1)$ du carbone apporté au sol retourne rapidement à l'atmosphère. Le reste (K_1) a un temps moyen de résidence dans le sol de 40 ans ($k = 0,025 \text{ an}^{-1}$)

<p>3. Autre bénéfice environnemental</p>	<p>stabilisation de la structure disponibilité en éléments fertilisants</p>
---	---

<p>4. Facteurs de variabilité type d'amendement organique, conditions pédo-climatiques de l'épandage</p>

3.3. Changements d'usage des terres

Ce chapitre rend compte des flux de carbone du sol mis en jeu lors de conversions de terres entre les trois grands type d'usage : culture, prairie permanente (STH agricole), et forêt (surface boisée).

Concernant les "boisement, déboisement, et reboisement", ces pratiques font l'objet de l'article 3.3 du protocole de Kyoto. Cependant le stockage de carbone dans le sol n'est *a priori* pas comptabilisé dans l'article 3.3. Il nous apparaît donc nécessaire d'évaluer le stockage dans le sol associé à ces pratiques dans le cadre du présent rapport (dans le cadre de l'article 3.4 ou de son interface avec l'article 3.3), bien que le boisement/déboisement ne fasse pas partie de l'article 3.4. Il apparaît évident alors de distinguer, en cas de boisement/déboisement, la nature de l'usage d'origine / de destination : terre cultivée ou surface en herbe. Les friches, qui sont des états transitoires, ne sont pas répertoriées en tant que telles ici.

Ordres de grandeur. Les stocks de carbone actuels moyens en France sous ces grands types d'usage sont de 40 tC.ha⁻¹ (cultures), 70 tC.ha⁻¹ (forêts et prairies) (paragraphe 2.1.5). Les durées pour atteindre les équilibres sont de l'ordre du siècle. Ces valeurs moyennes nationales donnent un ordre de grandeur des stockages de carbone possibles. Cependant, considérer qu'un changement d'usage mettra en jeu la différence entre les valeurs moyennes présente plusieurs risques de biais. Le premier risque est dû à la répartition régionale inégale des usages en fonction du climat (altitude) et du type de sol : la différence des moyennes nationales n'est pas la moyenne des différences locales. L'analyse de variance à facteurs multiples (usage, pédo-climat) reste à faire. Le second risque de biais tient au fait que la situation présente ne peut en aucun cas être considérée comme à l'équilibre : la surface boisée a augmenté de plus d'un tiers au cours du 20^e siècle, de nombreuses terres cultivées proviennent de retournements de prairies postérieurs à 1970. Le troisième risque de biais concerne la prise en compte des déjections animales dans les comparaisons prairie-culture : une conversion de pâtures en cultures, ou vice versa, au sein d'exploitations d'élevage sous-entend que les déjections animales sont épandues dans les cultures, or la comparaison prairie/culture risque de comparer des pâtures à des cultures céréalières sans fumiers.

Les principes théoriques expliquant les différences de stock de carbone sous les différents usages ne seront que brièvement rappelés. Il s'agit essentiellement de (i) la protection physique des matières organiques (2.1.1.5 et 2.1.1.7), qui est levée sous culture (Balesdent et al., 2000), (ii) la différence d'apport de carbone au sol, variable et peu documentée pour les forêts et les prairies. Les autres facteurs : modifications physico-chimiques, hydriques, thermiques, trophiques, du sol ont des effets dont la direction, et *a fortiori* l'amplitude, sont incertains. Les temps de résidence du carbone sont plus courts sous culture que sous végétation pérenne ; des temps de résidence jusqu'à huit fois plus courts ont été observés (Balesdent et al., 1998). C'est ce qui explique en partie la différence de stock. En conséquence, les changements de stocks seront plus rapides lors de la mise en culture que dans le cas inverse (non-symétrie).

3.3.1. Mise en culture de surfaces boisées

(D. Arrouays, C. Jolivet)

- **Principes théoriques**

Plusieurs facteurs influencent le déstockage du carbone lors d'une mise en culture : la modification du pédo-climat, l'effet du travail du sol, le changement de la quantité et de la qualité des intrants carbonés, la fertilisation et le chaulage qui accompagnent fréquemment cette mise en culture. Le carbone des sols forestiers comprend généralement une forte proportion de matières organiques particulières, qui subissent une forte diminution dès les premières années de mise en culture (Arrouays et Pélissier, 1994 ; Besnard et al., 1996 ; Jolivet, 2000).

- **Estimation du dé-stockage potentiel**

Les stocks de C des sols forestiers sont en moyenne supérieurs de 30 tonnes à ceux des terres agricoles (§ 2.1.5). A ces stocks contenus dans les horizons organo-minéraux, il convient d'ajouter pour les forêts le stockage dans les horizons organiques de surface (environ 10 tonnes, très variable selon l'espèce forestière et le type d'humus), le stockage dans le bois et dans les racines, ainsi que dans le sous-bois et dans la nécromasse au sol. A ces postes, il convient d'ajouter l'énergie nécessaire à la coupe et au débardage et celle nécessaire à la mise en culture (dessouchage, labours, épandage d'amendements et de fertilisants). La déforestation pour la mise en culture est donc le changement d'usage qui génère le plus de déstockage de carbone dans la biosphère continentale. Ce point est largement mis en avant en ce qui concerne les forêts tropicales et équatoriales. La déforestation et la mise en culture des sols auraient entraîné des pertes de l'ordre de 150 milliards de tonnes de C des sols entre 1860 et 1984 (Bolin, 1986). Les ordres de grandeur de ces types d'estimation varient largement en raison des incertitudes sur les différents postes et chiffres qui conduisent à ces estimations.

En ce qui concerne le sol au sens strict, de nombreuses études font état de baisses importantes du stockage de C liées à ce changement (Nye et Greenland, 1964 ; Mann, 1986 ; Brown et Lugo, 1993 ; Arrouays et al., 1995, 1998 ; Jolivet et al., 1997 ; Jolivet 2000). En s'appuyant sur les résultats de nombreux essais à travers le monde, Reeves (1997) montre que la vitesse et l'ampleur de la diminution des stocks varient en fonction du climat, du type de sol et des stocks initiaux, et de l'intensité des pratiques agricoles.

Les études menées en France sur des chronoséquences de déforestation dans le Sud-Ouest (Arrouays et al., 1995 ; Jolivet et al., 1997 ; Jolivet 2000) montrent que la dynamique de décroissance du C n'est pas une fonction linéaire du temps. Elle se caractérise par une phase de décroissance rapide, correspondant principalement à une chute des matières organiques particulières, puis par une phase plus lente par la suite. Ces auteurs indiquent des pertes de l'ordre de 40 à 50% du stock total en 35 ans de mise en culture intensive. Dès la coupe rase, une modification du pédo-climat peut provoquer une activité accrue des micro-organismes à l'origine d'une accélération de la minéralisation (Jolivet, 2000). Il est à noter que dans les cas étudiés, la chute de C ne peut s'expliquer par des différences de quantité de restitutions au sol. Il est à noter également que l'ampleur du déstockage n'est pas strictement proportionnelle au stock total, mais plutôt à la taille du compartiment le plus labile (principalement les MOP).

A titre d'exemple, nous présentons ci-après des résultats obtenus sur trois chronoséquences présentant des sols de composition minérale sensiblement identique, mais ayant accumulé des quantités différentes de C sous forêt en raison de pédo-climats et de natures de la végétation d'origine différents.

Malgré des stocks totaux sensiblement différents à l'origine, les chronoséquences montrent un comportement convergent qui est lié à l'homogénéisation des conditions d'entrée des apports carbonés (mêmes cultures, rendements équivalents) et de minéralisation (homogénéisation des conditions pédo-climatiques par le drainage, l'irrigation et le travail du sol répété, accroissement du pH par chaulage, forte fertilisation).

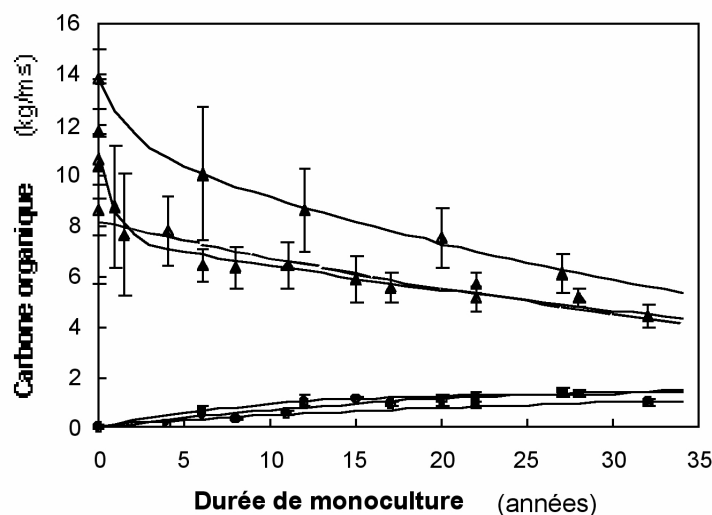


Figure 3-8. Evolution du carbone organique du sol après défrichement et mise en culture dans trois chronoséquences de sols sableux des Landes de Gascogne (d'après Jolivet, 2000). Les chronoséquences sont figurées par des couleurs différentes. Les courbes décroissantes représentent la chute du carbone d'origine forestière, les courbes croissantes représentent l'incorporation du carbone provenant des cultures successives.

Les études de cas développées dans le Sud-Ouest apparaissent toutefois comme des situations de déstockage extrême, en raison de l'importance des stocks initiaux dans les sols étudiés, en partie liée à leur caractère aluminique initial et à une faible protection physique due à des teneurs en argile faibles (Veracrisols), voire quasi nulles (Podzolsols). En particulier, dans l'exemple présenté ci-dessus, l'incorporation de carbone provenant du maïs est faible, en raison de la texture très sableuse des sols.

Au plan qualitatif, la mise en culture des sols forestiers s'accompagne d'une diminution des matières organiques particulières, ainsi que du carbone extractible microbien et du carbone minéralisable. La coupe rase et les premières années de culture se traduisent par une forte diminution des sucres aminés. La composition des intrants carbonés au sol étant changée (généralement la proportion des produits issus de la lignine et de la cellulose change), la taille et la dynamique des compartiments fonctionnels sont affectées.

- **Emissions de GES**

La mise en culture s'accompagnant d'une fertilisation azotée importante, au déstockage du carbone sous forme de CO₂ atmosphérique, peuvent s'ajouter des émissions non négligeables de composés azotés (Jambert et al., 1993).

- **Impacts environnementaux autres que GES**

La mise en culture des sols forestiers entraînant une baisse des teneurs en matière organique ainsi que la suppression de la couverture par les horizons holorganiques superficiels, certaines propriétés du sol qui lui sont liées sont susceptibles d'évoluer dans un sens défavorable : baisse de la capacité d'échange des cations, baisse de la réserve en eau utilisable, diminution de l'infiltrabilité, augmentation de la sensibilité au tassement et à la dégradation de la structure et des risques d'érosion (Golchin et al., 1995 ; Le Bissonnais et Arrouays, 1997). Ces risques d'érosion, toutefois, n'apparaissent que lorsque certaines conditions sont réunies (sol en pente, faible couverture végétale de surface, fortes intensités de pluie). En combinant des données de télédétection et un modèle spatio-temporel de l'évolution des stocks de carbone à l'échelle d'un paysage et de plusieurs décennies, Arrouays et al. (1996) ont ainsi montré l'impact de l'ancienneté du défrichement et de la pente sur les risques de ruissellement dans le piémont pyrénéen.

En ce qui concerne la biodiversité, la déforestation pour la mise en culture et les pratiques associées conduisent à une réduction du nombre des espèces végétales et à une diminution des habitats pour la faune. Elles peuvent également conduire à une diminution de la taille des populations de la macro et de la micro-faune du sol. Les références concernant la population microbienne sont rares : dans les Landes de Gascogne, des analyses des teneurs en sucres aminés indiquent une diminution de la taille et un changement de la structure des populations microbiennes, dominées par la flore fongique sous forêt, puis par les bactéries sous culture de maïs (Jolivet, 2000). La diversité métabolique de la microflore diminuerait (Degens et al., 2000).

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement d'usage du sol

MISE EN CULTURE DE SURFACES BOISEES

1. Identification de la pratique:		Déforestation	
- définition activité (B)		Culture	
- définition activité de référence (A)		Forêt	
- surface potentielle en France (Mha)		14	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne	int.conf.
			moyenne-erreur std moy
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	40	20
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	70	20
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	-30	10
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,035	0,01
- Symétrie ; k(B->A)		non	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-1	
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,75	
- Nature de la moyenne		Statistiques nationales	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Chronoséquences à long terme	
- Références		Arrouays <i>et al.</i> 1995, 2001. Jolivet 2000	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)		non répertorié	
4. Note sur le soutien (A->B->A) réversibilité non symétrique en cas de replantation			
5 Note sur les transferts horizontaux de C risque de transfert par érosion, exportation de C "bois" dans des filières			
6. Bilan GES autre que stockage C			
autres GES		effet négatif	
nature/commentaire			
Economie d'énergie fossile		négative	
nature/commentaire			
Albedo /bilan radiatif/commentaire		augmentation de l'albédo	
7. Autre bénéfice environnemental			
8. Facteurs de variabilité			
niveau de stock initial, nature de la litière et de la végétation, âge de la forêt, teneur en argile, type de culture, intensité du travail du sol sous la culture			

3.3.2. Boisement de terres cultivées

(E. Dambrine)

Le stockage de carbone lorsque l'on abandonne une culture a été mesuré soit :

- par des suivis (rares) dans le temps de teneurs en MOS (Knops et Tilman, 2000 ; Jenkinson et al., 1971 ; Richter et al., 1999),
- par des comparaisons culture/friche (boisée ou non),
- par des comparaisons entre des forêts actuelles ayant subi des usages différents (cultures ou prairies, ou forêts immémoriales) (Koerner et al., 1997 ; Dambrine et Dupouey, 2001). Celles-ci permettent de raisonner l'accumulation à long terme (>100 ans).

Les valeurs sont données pour une profondeur variable, mais les calculs ne sont presque jamais faits à masse minérale constante, de sorte que l'accumulation est généralement sous-estimée, en raison de la diminution des densités lors de l'enfrichement (Moares et al., 2000).

Le passage d'une culture à une forêt tempérée conduit à une accumulation de l'ordre de $0,5 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sur 100 ans, ce qui représente un changement de teneur en carbone des sols de 1,66% par an (Jenkinson et al., 1990; Poulton et al., 1996 in Smith et al., 1997). D'autres auteurs, sur des épaisseurs de sol superficielles (10-15 cm), observent des accumulations de carbone plus faibles : Zak et al. (1990) décrivent des accumulations de $0,15 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sur 60 ans. Robertson et Vitousek (1981) indiquent $0,1 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sur 250 ans. La surface des sols cultivés qui peut être concernée par ce boisement ou régénération naturelle est estimée en Europe en 2010 à 20-30% (Smith et al., 1997).

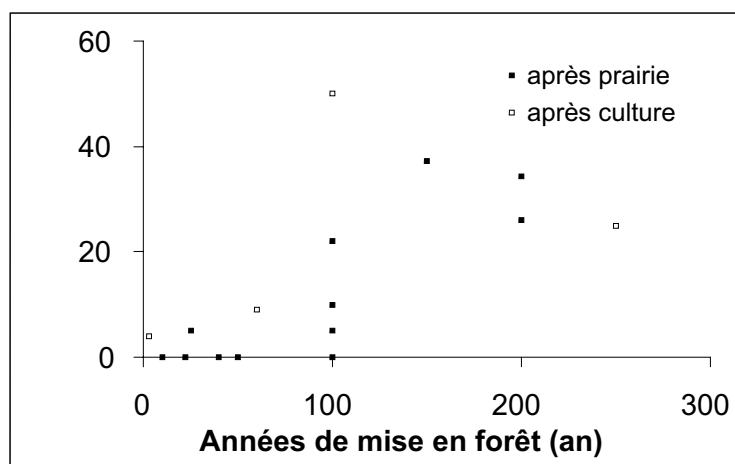


Figure 3-9. Analyse bibliographique des gains de carbone après mise en forêt de sols cultivés et de sols en prairie.

Pour conclure, la disparité des accumulations présentées résulte des différences initiales de teneurs en MOS, elles-mêmes fonction des conditions pédologiques et bioclimatiques, mais aussi des usages antérieurs. La plupart des comparaisons sont biaisées par la méconnaissance des anciens usages. Cannell et al. (1999) estiment ainsi qu'au Royaume-Uni, le boisement des terres cultivées et des prairies peut conduire à $1,15 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$, mais le taux d'incertitude de cette estimation basée sur des mesures ponctuelles est de 50%. Globalement, seul l'enfrichement de terres cultivées conduit à un stockage de carbone.

Le modèle retenu (Figure 3-10) est compatible avec les teneurs en carbone des terres cultivées, des forêts françaises, et des données de la littérature.

Concernant les modalités de gestion forestière et le type d'essence, aucune loi univoque sur le stockage de carbone du sol ne peut être retenue (Nys et al., 1996). Les taillis à forte rotation, les peupleraies, peuvent a priori être considérés comme répondant au modèle choisi, en l'absence de données.

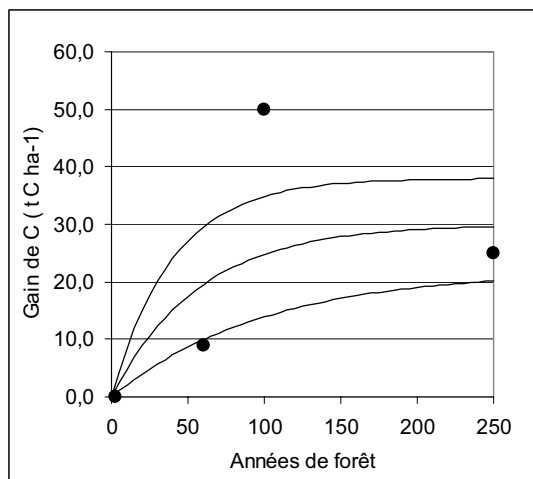


Figure 3-10. Stockage de carbone dans le sol consécutif au boisement de terres cultivées : modèle retenu (courbe au centre) et limites de confiance de la présente expertise (courbes supérieure et inférieure).

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement d'usage du sol

BOISEMENT DE TERRES CULTIVEES

1. Identification de la pratique:		Boisement	
- définition activité (B)		Forêt	
- définition activité de référence (A)		Culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles, restitution des fumiers de l'exploitation..	
- surface potentielle en France (Mha)		19 (terres labourables)	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne	int.conf.
		France	moyenne
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	70	5
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	40	5
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	30	8
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,0175	0,0075
- Symétrie ; k(B->A)		NON (k 0,07 an ⁻¹)	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0,53	0,30
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0,44	0,24
- Nature de la moyenne		Mode national.	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Chronoséquences, analyse spatiale	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	non répertorié	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		déstockage plus rapide que le stockage	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		néant	
6. Bilan GES autre que stockage C		réduction N ₂ O	
7. Autre bénéfice environnemental		voir 3.3.4	
8. Facteurs de variabilité			
Distinguer le prairies de montagne. Climat, précédent agricole, gestion de prairie			

3.3.3. Incidences des haies sur le stockage de carbone dans les sols

(C. Walter, P. Mérot)

- ***Définition, généralités***

Une haie est une structure linéaire boisée caractérisée au sein de l'inventaire forestier national (IFN, 1988) par une largeur inférieure à 15 m, une longueur supérieure à 25 m et un recouvrement en arbres ou en arbustes supérieur à un tiers. Cette définition recouvre en réalité une diversité très grande dans la nature des haies, plantées ou non, à végétation basse, arbustive ou arborée, élaguées ou non et pouvant être disposées à plat, sur des levées de terre ou encore sur des talus de pierre. Une autre caractéristique déterminante est la structure du réseau de haies décrite par leur densité, leur orientation, leur connexité et leur position dans le versant.

Le bocage, réseau de haies entourant des parcelles agricoles, est une structure présente surtout dans la partie ouest de l'Europe (Baudry et al., 2000) : il résulte d'une histoire complexe de l'occupation des sols avec mise en place de haies dès l'Antiquité (Lefeuvre, 1985) et un développement important du réseau bocager d'une part vers les XI-XII^e siècles au moment de l'extension du défrichement, d'autre part au XIX^e siècle en raison d'obligations légales de clôturer les parcelles (Bazin et Schmutz, 1994).

L'intensification des pratiques agricoles a conduit après les années 1950 à un arasement massif des haies, en particulier en Bretagne pour laquelle on estime que plus de 50% du linéaire de haies a disparu, passant de quelque 500 000 km à 250 000 km (DRAF, 1997). Dans d'autres régions du nord-ouest de la France, l'évolution semble être du même ordre même si elle s'est réalisée à un rythme plus lent.

Les années récentes ont néanmoins profondément modifié l'image de la haie suite à une meilleure prise de conscience de son rôle environnemental, en premier lieu dans la préservation de la biodiversité (Burel, 1996), la modification du microclimat (INRA, 1976) ou par son influence sur le régime hydrologique général des bassins versants (Mérot, 1978 ; Kiepe et Rao, 1994). Plus récemment, son rôle est également apparu important dans la limitation des ruissellements de surface et des polluants associés (Mérot et Reyne, 1995) et de façon moins nette dans les transferts de substances dissoutes vers les cours d'eau (Caubel, 2001).

La haie apparaît à présent comme un élément du paysage ayant une image positive en particulier parmi la population rurale non agricole et les aménageurs : on assiste depuis le début des années 1980 à une augmentation constante des replantations (Schmutz, 1994) et à leur intégration dans des programmes agri-environnementaux subventionnant de façon importante leur installation, voire leur entretien.

Ainsi, pour des raisons initialement autres que le stockage de carbone, l'augmentation du linéaire de haies est une perspective plausible. Il semble donc intéressant d'évaluer l'incidence des haies sur le stockage de carbone dans les sols même si cette structure n'avait pas été prise en compte de façon explicite dans les évaluations globales de stockage de carbone (GIEC, 2000).

- ***Principes théoriques du stockage de carbone ;
incidence des haies sur l'organisation des sols dans le paysage***

Les premières modifications de la dynamique du carbone consécutives à l'installation d'une haie sont celles que l'on peut attendre d'un boisement (paragraphe 3.3.7), à savoir : augmentation des restitutions

carbonées au sol et augmentation du temps de résidence du carbone en raison de l'absence de travail du sol (paragraphe 3.2.1.). Cependant les quelques travaux de quantification précise des stocks de carbone associés aux haies montrent la nécessité de prendre en compte l'organisation des horizons du sol en lien avec la présence d'une haie pour mieux appréhender les processus susceptibles d'influencer le stockage du carbone. La présence d'une haie induit des modifications qui sont de deux types :

- *La modification locale des propriétés du sol*

Bien que les résultats soient très variables selon les conditions pédoclimatiques et les caractéristiques des haies, ils mettent généralement en évidence sous la haie une teneur en matière organique des sols plus élevée, associée à une richesse chimique plus forte (Lal, 1989a ; Kang *et al.*, 1998 ; Hien, 2001) ; une meilleure stabilité structurale du sol et une infiltrabilité accrue sont également généralement observées (Lal, 1989b ; Leblay, 2000). Les études en milieu tempéré et dans des contextes agricoles plus intensifs diffèrent des précédentes sur le plan des propriétés chimiques des sols pour lesquelles une acidité des sols plus marquée et des teneurs en éléments majeurs moins fortes sont souvent observées sous la haie (Carnet, 1978 ; Caubel, 2001). L'incidence sur les propriétés physiques des sols apparaît également importante (Baffet (1984).

- *La modification des sols à l'échelle des versants*

L'effet le plus systématique est celui d'un épaissement des horizons organo-minéraux en amont des haies correspondant à un effet anti-érosif (Carnet, 1978 ; Baffet, 1984 ; Layer, 2000). La figure 3-11 illustre cette différence dans l'exemple d'une haie de bas de versant étudiée de façon détaillée dans un contexte de sols limoneux du bassin de Rennes (Layer, 2000 ; Caubel, 2001) : en amont de la haie, les horizons organo-minéraux de type A s'épaississent dès la mi-versant et atteignent une épaisseur supérieure à 1 m au pied de la haie, ennoyant complètement le talus sur lequel la haie avait été installée à l'origine. A l'aval, l'épaisseur des horizons organo-minéraux est beaucoup plus faible, de l'ordre de 30 cm.

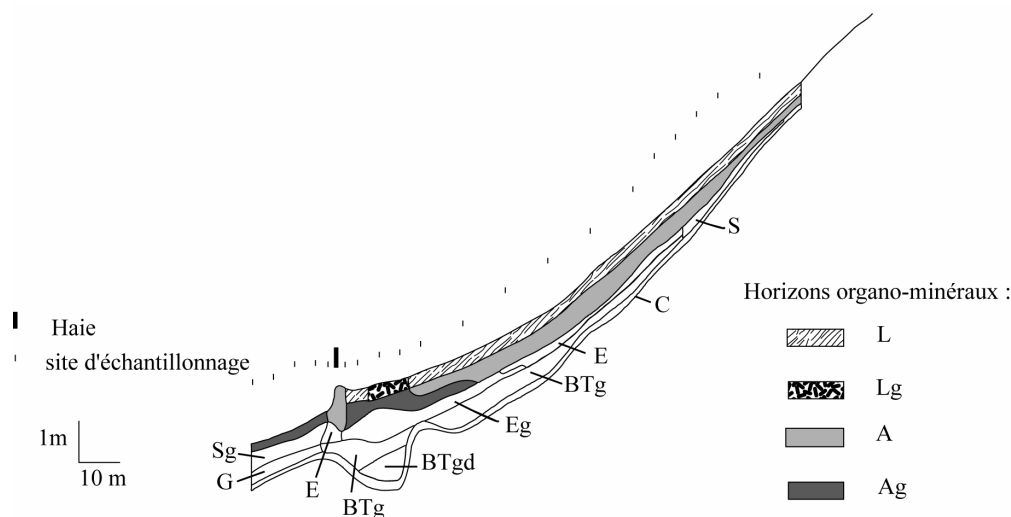


Figure 3-11. Organisation des horizons du sol le long d'un versant du bassin de Rennes avec présence d'une haie arborée de ceinture de fonds de vallée (Layer, 2000).

• **Quantification des stocks de carbone**

Il existe très peu de travaux ayant quantifié le stockage de carbone dans le sol en relation avec les haies en milieu tempéré. Certains travaux (Kuppers, 1985 ; Mette *et al.*, 1994 ; Beyer, 1995) ont comparé les concentrations ou la nature de la matière organique sous les haies et dans les parcelles

cultivées voisines, mais n'ont pas évalué des stocks. La seule étude spécifique est celle de Walter *et al.* (2001), qui évalue les stocks de carbone pour dix systèmes haies/talus du Massif armoricain ayant en commun d'être disposés perpendiculairement à la pente avec une végétation arborée âgée.

	Stocks en kgC.m ⁻²
Stocks médians en aval de la haie	5 à 16
Stocks médians sous la haie	12 à 24
Stocks médians en amont de la haie	7 à 22
Ecart entre les stocks sous la haie et amont	1 à 13 (médiane : 7)

Tableau 3-12. Etendue des stocks de carbone (profondeur 150 cm) par surface unitaire, observés pour dix systèmes de haies/talus du Massif armoricain (Walter et al., 2001).

Ces chiffres traduisent en premier lieu l'existence de stocks très variables d'un site à l'autre, ce qui est conforme à la variabilité des teneurs et des stocks de carbone des sols du Massif armoricain (Walter et al., 1997 ; Arrouays et al., 2001). Ils mettent néanmoins en évidence de façon systématique un stock plus important par surface unitaire sous la haie par rapport à l'amont.

Dans un second temps, les auteurs intègrent les stocks de carbone en tenant compte des surfaces respectives de chaque entité (haie/amont) et en posant comme hypothèse que les stocks de carbone contenus dans les horizons organo-minéraux plus profonds que 30 cm, peuvent être attribués à un rôle anti-érosif des haies. A partir de différentes hypothèses de densité de haies, ils estiment des ordres de grandeur de stocks sous la haie, en amont dans l'horizon 0-30 cm et en amont dans les horizons plus profonds que 30 cm. Les ordres de grandeur obtenus (tableau 3-13) sont évidemment très approximatifs : il apparaît néanmoins que le stockage de carbone dans les horizons profonds en amont des haies, est potentiellement plus important que celui induit par l'augmentation locale des stocks sous la haie.

Densité de haies (m.ha ⁻¹)			Stocks de carbone (tC.ha ⁻¹)			
Totale D	parallèle aux courbes de niveau D/2		Sous la haie	Amont 0-30cm	amont >30cm	total
200	100	min	12.0	88.4	15.8	116.1
		Moy.	11.7	73.0	32.1	116.8
		Max	8.8	53.9	44.7	107.4
50	25	Min	3.0	88.4	3.9	95.4
		Moy.	2.9	73.0	8.0	83.9
		max	2.2	53.9	11.2	67.3

Tableau 3-13. Estimations des stocks de carbone (tC.ha⁻¹) sous la haie et en amont des haies en tenant compte de 2 hypothèses de densité de haies (adapté de Walter et al., 2001).

- **Evaluation du potentiel de stockage**

Les connaissances permettant d'évaluer le stockage de carbone dans les sols associé à l'installation de haies sont actuellement très insuffisantes. Les estimations obtenues pour des haies du Massif armoricain (plus 1 à 13 kgC.m⁻²) sont a priori des estimations hautes, car obtenues pour des haies installées de longue date. Parmi les deux effets que nous avons identifiés (accroissement local des stocks et stockage amont), seul le premier doit a priori être considéré dans une optique d'augmentation du stockage de carbone dans les sols par installation de nouvelles haies.

En l'absence d'autres données chiffrées de flux de stockage, les valeurs retenues dans ce rapport sont un accroissement potentiel de stock de 5 kgC.m^{-2} , avec une erreur de plus ou moins 2 kgC.m^{-2} , ceci sur une bande de 5 m de part et d'autre de la haie. Cette différence (Δ) est plus élevée que celle proposée pour le boisement (paragraphe 3.3.2), car il est attendu une productivité forte et une exportation de bois faible. La constante de vitesse, paramètre encore moins connu, est estimée à $0,025 \text{ an}^{-1}$.

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement d'usage du sol

IMPLANTATION DE HAIES

L'unité de surface choisie est l'hectare. Par convention, le calcul est fait pour 100 m linéaire de haie par hectare. Le stockage par kilomètre linéaire de haie est donc 10 fois le stockage par hectare. Il est considéré que la haie peut augmenter le stock de carbone de 5 kg C m^{-2} sur 10 m de large

1. Identification de la pratique:		implantation de haie	
- définition activité (B)		implantation de 100 m de haie par hectare sur terre cultivée	
- définition activité de référence (A)		terre cultivée	
- surface potentielle maximale en France (Mha)			
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne/mode France	int.conf. à 95% sur la moyenne/mode
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	40	
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	45	
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	5	2
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,025	0,01
- Symétrie ; k(B->A)		NON (env. 0,05 an ⁻¹)	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage initial ($\Delta.k$)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0,125	0,065
- Flux net annuel, scénario à 20 ans = $\Delta. [1-\exp(-20k)]/20$	tC.ha⁻¹an⁻¹	0,1	0,05
- Flux net annuel selon IPCC (2000)		non répertorié	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		déstockage de carbone plus rapide à l'arrachage des haies.	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		sans objet	
6. Bilan GES autre que stockage C			
7. Autre bénéfice environnemental		positif	anti-érosion, amélioration de la qualité des eaux, biodiversité accrue, cinétique.

3.3.4. Passage Prairies → Cultures

(J. Balesdent , P. Loiseau, T. Chevallier)

- **Principes théoriques**

L'effet du retournement de prairie sur l'évolution des stocks de carbone est l'un des mieux documentés des changements d'usage. La mise en culture des prairies occasionne des pertes importantes de carbone. Elles proviennent de la réduction des apports carbonés, d'une meilleure décomposabilité de ces apports organiques et du travail du sol. Le travail du sol diminue le niveau de protection physique des débris accumulés sous la prairie et mais aussi la masse de matières organominérales (Post et Kwon, 2000). En effet, une augmentation des perturbations physiques associée au travail intensif du sol augmente le turnover des agrégats et accélère la décomposition des matières organiques associées dans ces agrégats (Paustian *et al.*, 2000), conduisant à la plus forte accumulation de carbone sous prairie que sous culture (voir paragraphe 3.3.5).

- **Données chiffrées**

Aux USA, dans les premiers 120 cm de sol, le carbone du sol est diminué de 25 à 43% dans les cultures par rapport à la prairie native (Potter *et al.*, 1999). Aux données étrangères (paragraphe 3.3.5), nous préférons rapporter ici les données d'études chronoséquentielles de Boiffin et Fleury (1974), qui sont compatibles, d'une part avec les stocks moyens observés sous les différents usages en France, d'autre part avec la littérature internationale récente.

En moyenne montagne européenne, les pertes de carbone des sols sableux ont été étudiées après retournement de systèmes de culture fourragers : prairie permanente, rotation de prairies temporaires avec les cultures et systèmes de culture annuels (Loiseau *et al.*, 1996). Pendant 3 ans, les pertes moyennes annuelles en sol nu sont de 1,7 tC.ha⁻¹.an⁻¹ après les cultures annuelles, 2,8 tC.ha⁻¹.an⁻¹ après une prairie temporaire et 3,2 tC.ha⁻¹.an⁻¹ après une prairie permanente. Ainsi, les pertes de carbone augmentent avec la durée de la prairie pérenne dans le système fourrager et représentent une fraction d'autant plus forte du carbone total du sol que la durée de prairie a été longue.

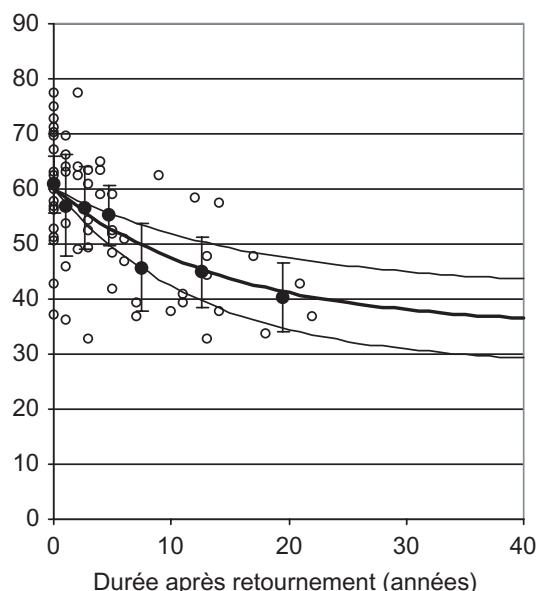


Figure 3-12. Stock de carbone de sols cultivés (tC.ha⁻¹ dans 0-22 cm) en fonction du temps écoulé depuis le retournement de prairies permanentes. D'après une étude menée en 1970 par Boiffin et Fleury (1974). Observations (cercles ouverts). Moyennes sur 1 à 5 ans et erreur standard (cercles pleins).

Modèle retenu dans la fiche résumé :
 Delta stock = 25 tC.ha⁻¹;
 constante de vitesse = 0,07 an⁻¹,
 et bornes de confiance à 95% (lignes).

- ***Bénéfices environnementaux***

La mise en culture de prairies a pour effet de dégrader rapidement les sols. Toutes les propriétés liées aux matières organiques des sols sont affectées : perte de stabilité de la structure (Angers et Mehuis, 1989 ; Cambardella et Elliott, 1994 ; Fuller et al., 1995 ; Haynes et Tregurtha, 1999) et érosion, diminution de la rétention de l'eau (Bauer et Black, 1992) et de l'abondance des populations de vers de terre, de microfaune et de microorganismes. Le retournement de prairies provoque une minéralisation d'azote qui a été bien décrite (Haynes, 1997 ; Loiseau et al., 1996).

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement d'usage du sol

**CONVERSION PRAIRIE PERMANENTE → CULTURE
(retournement de prairie)**

1. Identification de la pratique:		Retournement de prairie	
- définition activité (B)		Culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles, restitution des fumiers de l'exploitation.	
- définition activité de référence (A)		Prairie permanente pâturée.	
- surface potentielle en France (Mha)		9,4 (STH agricole)	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne	int.conf.
		France	moyenne
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	40	05
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	65	15
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	-25	7
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,07	0,01
- Symétrie ; k(B→A)		NON (k 0,015 an ⁻¹)	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-1,7	0,8
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,95	0,3
- Nature de la moyenne		Mode national.	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Chronoséquences, analyse spatiale	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	dénomination tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	non répertorié pratique inverse : +0,8	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		re-stockage deux fois plus lent que le déstockage	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		Epannage de résidus d'élevage de l'exploitation en A (pâturé) et B (fumiers)	
6. Bilan GES autre que stockage C			
autres GES	t eq.C.ha ⁻¹ an ⁻¹	Pas de règle pour N20 additionnel a priori	
nature/commentaire		Interaction possible CH4 selon gestion cheptel ruminant.	
Economie d'énergie fossile	t eq.C.ha ⁻¹ an ⁻¹	-0,1	0,05
nature/commentaire		travail du sol; autres selon usage PP	
Albedo /bilan radiatif/commentaire		augmentation de l'albedo	
7. Autre bénéfice environnemental		négatif	Stabilité structurale et érosion, rétention de l'eau, CEC, abondance et diversité des populations d'êtres vivants. Minéralisation d'azote et fuite de nitrates.
8. Facteurs de variabilité Distinguer le prairies de montagne. Climat, âge de la prairie permanente, intensité du travail du sol après retournement			

3.3.5. Passage Cultures → Prairies

(P. Loiseau, T. Chevallier)

- **Principes théoriques**

Plusieurs facteurs concourent à un stockage de carbone suite à l'installation d'une prairie sur sol cultivé.

- Le mode d'incorporation des entrées organiques, essentiellement par voie racinaire (Wood, 1991) (racines mortes et exsudats) qui favorise le stockage (Balesdent et Balabane, 1996), l'incorporation directe dans la matrice du sol permettant en effet une protection physique importante.

- La nature des matières organiques. La matière organique sous une prairie ou sous une rotation avec des légumineuses semble plus aromatique que sous une monoculture céréalière et donc plus résistante à la dégradation (Gregorich *et al.* 2001).

- L'agrégation et la stabilité structurale de ces sols. Les racines et la microflore associée (champignons, bactéries) stabilisent les agrégats des sols et cette stabilisation est plus rapide que l'évolution des stocks de C sol lors d'une mise en prairie (Angers, 1992 ; Jastrow 1996). Les agrégats protègent physiquement la matière organique de la biodégradation (Balesdent *et al.* 2000). L'absence de travail du sol, et donc l'absence d'une déprotection périodique des matières organiques, contribuent au stockage (cf. chapitre travail du sol).

On se reportera à la section 3.5. pour en savoir plus sur la dynamique du carbone des prairies.

- **Estimation chiffrée du stockage**

La conversion d'un sol cultivé à une prairie, où l'activité végétale est continue dans le temps et où il n'y a aucun travail du sol, conduit à un stockage conséquent de carbone dans le sol. En région tempérée, ce stockage est estimé dans le rapport Land Use, Land use Change and Forestry (LULUCF) du GIEC (2000) à $0,5 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ en 50 ans avec une variation de $0,3$ à $0,8 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. L'analyse bibliographique réalisée dans le cadre de l'expertise a conduit à un accroissement moyen sur 0-20 cm de sol de $0,6 \pm 0,14$ (erreur standard de la moyenne) $\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sur 30 ans. La variabilité des estimations peut être très élevée, de l'ordre de $\pm 50\%$ de valeur moyenne selon Cannell *et al.* (1999). La variabilité des mesures rencontrées dans la littérature s'explique globalement par la diversité des milieux étudiés (climat ; type et texture du sol ; état initial du sol avant la mise en prairie ; gestion agronomique de la prairie, *i.e.* fertilisation, introduction d'espèces dites améliorantes, pâturage...) et par les mesures en elles-mêmes : durée d'expérimentation variée ; profondeur d'échantillonnage variée ; hétérogénéité spatiale élevée dans les sols sous prairie par rapport aux sols cultivés (Robles et Burke, 1998 ; Chevallier *et al.*, 2000 ; Bird *et al.*, 2002). Selon une vaste étude bibliographique sur les prairies tempérées et tropicales de Conant *et al.* (2001), un facteur majeur de variation est bien sûr le climat ; 15% de la variabilité vient de différences de profondeur d'échantillonnage. La teneur en carbone initiale expliquerait une partie de cette variabilité en étant négativement corrélée au changement de teneur en carbone pour Conant *et al.* (2001), ou positivement corrélée. En revanche, la texture du sol ne semble pas expliquer la variabilité entre les différentes valeurs de stockage observées. Ce dernier point est surprenant : en effet de nombreuses études ont montré une forte relation positive entre les stocks de carbone du sol et la teneur en argile, ou argile + limons fins (0-

20 μ m) (Parton et al., 1987). De même Reeder et al. (1998) ont observé des stockages de carbone sous prairie après culture plus rapide sous sol sableux que sous sol argileux.

L'augmentation des stocks de carbone des sols sous prairie est lente : au bout de 50 ans de prairie sur un ancien sol cultivé, le stock de carbone n'a souvent pas encore atteint le stock de carbone (seulement 50%) qui existait avant la culture (Rasmussen et al. 1998; Burke et al. 1995). Pourtant Franck (2002) a observé que les prairies de plus de 20 ans ne pouvaient plus être considérées comme des puits de carbone. La constante de vitesse calculée à partir des gains de carbone relevés dans la bibliographie montre bien que le stockage sous prairie est lent puisqu'elle n'est que de 0,042-0,067 an⁻¹ (cf. figure 3-13). Le stockage de carbone est beaucoup plus lent que son déstockage lors du retournement d'une prairie (paragraphe 3.3.2). Reeder et al. (1998) ont ainsi observé qu'au bout de 6 ans de culture, les stocks de carbone peuvent déjà atteindre des valeurs de stocks observés après 60 ans de culture.

Le stockage de carbone après mise en prairie d'un sol cultivé s'explique en grande partie par des apports de carbone plus élevés sous prairie que sous culture. Gregorich et al. (2001) observent ainsi que l'occupation du sol, et en particulier la mise en prairie, joue davantage sur le stock de carbone qu'une fertilisation, même si celle-ci est élevée. Les apports de carbone proviennent à la fois des parties aériennes et souterraines des graminées et/ou légumineuses selon la prairie. Toute gestion qui tend à augmenter la biomasse aérienne et souterraine de la prairie tend donc à augmenter le potentiel de stockage de carbone de la prairie. De ce fait, la mise en prairie conduit à un stockage de carbone plus élevé que l'abandon de terres cultivées à la régénération naturelle. Lal et Bruce (1999) estiment en effet l'accumulation de carbone après mise en prairie d'un sol cultivé à 0,4-1,2 tC.ha⁻¹.an⁻¹ contre seulement 0,6-0,9 tC.ha⁻¹.an⁻¹ pour un abandon de sol cultivé où la production végétale est plus faible que sous prairie.

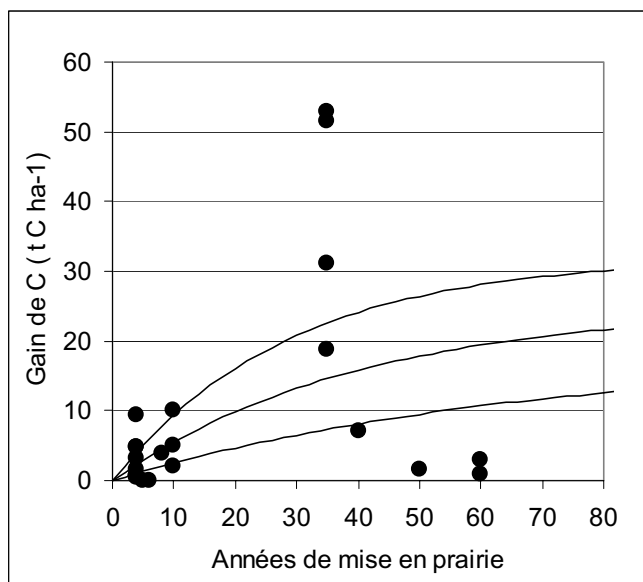


Figure 3-13. Revue bibliographique : stockage de carbone après mise en prairie de sols cultivés. Modèle retenu.

- **Notes sur les prairies temporaires**

L'accumulation de carbone par les prairies temporaires est chiffrée dans la section 3.4.

Les prairies temporaires peuvent être considérées comme ayant un potentiel de stockage intermédiaire entre la prairie permanente et la culture, ceci du fait du travail du sol et du semis périodiques. Une partie du carbone ainsi stocké sous la prairie ne l'est que temporairement, puisqu'il est minéralisé lors

du retournement de la prairie. Allonger la durée de vie de la prairie permet non seulement de maintenir ces niveaux de stockage plus longtemps, mais de les augmenter. Le gain de stockage réalisé en passant de la rotation avec prairie temporaire à la prairie permanente est de 7 tC.ha⁻¹ (31 à 38 tC.ha⁻¹) ; il est analogue au gain de stockage maximum réalisé en 6 ans en passant des cultures annuelles aux cultures en rotation avec la prairie temporaire en fin de vie de la prairie (24 à 31 tC.ha⁻¹). D'après ces ordres de grandeur, on peut donc estimer que la moitié du potentiel d'accumulation du carbone sous prairie est obtenu en 6 ans, avec une fourchette extrême de 4 à 11 ans, qui correspondent respectivement à la durée de vie moyenne d'une prairie et à la durée totale en prairie pendant la durée totale de l'expérimentation (Loiseau et al., 1996). L'introduction de prairies de 3 ans à la place d'une céréale stocke 3,5 tC en 9 ans de prairie cumulés (Lubet et Juste, 1979). Le potentiel de stockage apparaît très variable selon la pratique (pâturage et mode de gestion de la pâturage, coupe, ensilage, affouragement en vert, etc. : se reporter à la section 3.5). Des bénéfices environnementaux autres que ceux concernant les GES ont été décrits, avec une amélioration rapide de la structure du sol (Haynes et al., 1991).

- ***Autres bénéfices environnementaux***

Les bénéfices environnementaux de la mise en prairie sont réciproques de ceux du retournement de prairie. Notamment, les prairies de longue durée sont favorables à la biodiversité et constituent un filtre efficace de la migration des nitrates vers les nappes.

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement d'usage du sol

CONVERSION CULTURE → PRAIRIE PERMANENTE

1. Identification de la pratique:		Mise en prairie	
- définition activité (B)		Prairie permanente pâturée	
- définition activité de référence (A)		Culture de type céréalière, avec travail du sol conventionnel et restitution des tiges et feuilles, restitution des fumiers de l'exploitation..	
- surface potentielle en France (Mha)		14 (terres labourables)	
2. Stocks en jeu et vitesses		moyenne	int.conf.
		France	moyenne
- Stock moyen à l'équilibre de B	tC.ha ⁻¹	65	5
- Stock moyen à l'équilibre de A	tC.ha ⁻¹	40	5
- Δ Deltastock moyen B-A	tC.ha ⁻¹	25	7
- Constante de vitesse k dans A->B	an ⁻¹	0,025	0,010
- Symétrie ; k(B→A)		NON (k 0,07 an ⁻¹)	
3. Flux annuel (action soutenue)			
- Flux net annuel de stockage (Δ.k)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	0,63	0,36
- Flux net annuel, scénario à 20 ans =Δ. [1-exp(-20k)]/20	tC.ha⁻¹an⁻¹	0,49	0,26
- Nature de la moyenne		Mode national.	
- Méthodes de base ayant fourni ces valeurs		Chronoséquences, analyse spatiale	
- Flux net annuel selon IPCC (2000)	tC.ha ⁻¹ an ⁻¹	+0,8	
4. Note sur le soutien (A->B->A)		déstockage plus rapide que le stockage	
5. Note sur les transferts horizontaux de C		Epannage de résidus d'élevage de l'exploitation en A (pâturage) et B (fumiers)	
6. Bilan GES autre que stockage C		voir 3.3.4	
7. Autre bénéfice environnemental		voir 3.3.4	
8. Facteurs de variabilité			
Distinguer les prairies de montagne. Climat, précédent agricole, gestion de prairie			

3.3.6. Passage Prairies → Forêts

(J. Balesdent, T. Chevallier)

Le passage d'une prairie à une forêt se traduit par une accumulation ou une perte de C de sols (Post et Kwon, 2000). En climat montagnard et dans des conditions favorables (sols argileux, sols calcaires), une accumulation moyenne exceptionnelle de 0,1 à 0,2 tC.ha⁻¹.an⁻¹ sur 30 cm est mesurée par Moares à partir de prairies anciennement cultivées, sur le long terme (200 ans). Mais cette accumulation n'est observable que parce que les stocks ont été mesurés à masse minérale constante. Dans des andosols, Ross et al (1999) mesurent aussi des accumulations fortes de 0,2 tC.ha⁻¹.an⁻¹ sur 25 ans et 0,12 tC.ha⁻¹.an⁻¹ sur 200 ans. En conditions moins favorables (climat plus chaud ou sols sableux acides), une perte de C est mesurée des prairies ou landes aux forêts (Wilson et al., 1997 ; Aggangan et al., 1998 ; Compton et Boone, 2000 ; Franzluebbers et al., 2000).

L'analyse bibliographique nous a conduits à des stockages moyens de carbone de l'ordre de 0,1 ± 0,02 tC.ha⁻¹.an⁻¹ sur 20 cm en 90 ans (Figure 3-10).

3.3.7. Passage Forêts → Prairies

(J. Balesdent)

La documentation pour ce type de changement d'usage en milieu tempéré est virtuellement absente. En Nouvelle Zélande, l'installation de prairies sur d'anciens sols forestiers dégradés permet d'augmenter les stocks de carbone du sol (Haynes et Williams, 1993). Le stockage de carbone est considéré comme symétrique du cas précédent, avec une incertitude supérieure : -0,1 ± 0,1 tC.ha⁻¹. Les expériences tropicales sont nombreuses, avec des variations de stock de carbone de direction et d'amplitude variables.

3.4. Effet des pratiques agricoles en prairie

(P. Loiseau)

Cette section comprend deux parties. Dans la première sont rapportées les données de la littérature sur l'effet de changements de techniques individuelles de gestion sur le stockage de carbone (amélioration, fertilisation, irrigation, nature des espèces, fauche et pâturage).

Devant la diversité d'une part des situations existantes, d'autre part des combinaisons possibles de pratiques et de rotations, nous proposons en deuxième partie une modélisation originale de l'effet de systèmes cohérents de gestion des prairies et des rotations fourragères sur le stockage de carbone. Plusieurs scénarios d'évolution des systèmes de culture fourragères sont envisagés.

Les résultats de cette modélisation font office de données chiffrées et de synthèse.

3.4.1. Principes théoriques et analyse bibliographique

3.4.1.1. Fertilisation et amélioration de la production

- *Amélioration de la production fourragère*

Une augmentation du stockage C peut être réalisée par augmentation des entrées de C par intensification de la culture, ou en réduisant la respiration hétérotrophe. Dans les systèmes prairiaux où la respiration hétérotrophe est limitée par la disponibilité en azote minéral, l'augmentation des entrées de carbone est le premier facteur actif dans le processus d'accumulation dans le sol. Ainsi, dans le contexte d'agriculture extensive américaine, la réduction du temps de sol nu et l'utilisation accrue de végétation pérenne ont pour effet d'augmenter les entrées de carbone et de réduire la vitesse de décomposition, donc d'augmenter le puits de carbone (Paustian et al., 2000 ; Conant et al., 2001). Dans ces conditions, les facteurs de gestion améliorant la production fourragère augmentent généralement le stockage de C : fertilisation, conduite améliorée du pâturage, conversion depuis la végétation native, semis de légumineuses, introduction de vers de terre et irrigation. L'intensification de la fertilisation augmente toujours le stockage, la conduite du pâturage presque toujours (Conant et al., 2001).

De même, en Nouvelle Zélande, l'amélioration des pâturages permet d'augmenter le carbone du sol soit sur des formations végétales natives pauvres, soit sur des sols forestiers dégradés par le pâturage et la culture extensifs (Haynes et Williams, 1993). Ainsi, les pâturages améliorés contiennent plus de C que la prairie sauvage native (Franzluebbers et al., 2000). L'accumulation se poursuit pendant au moins 40 ans et se produit de plus en plus vers la profondeur du sol (Haynes et Williams, 1993), les vitesses de stockage étant plus élevées pendant les 40 premières années et dans les 10 premiers cm de sol (Conant et al., 2001).

Dans d'autres conditions d'action des facteurs de l'intensification, les deux flux d'apports organiques et de minéralisation sont positivement corrélés, laissant entrevoir la possibilité d'une optimisation de l'intensification propre à maximiser le stockage. Les exemples précédents ne peuvent pas être extrapolés directement pour l'Europe, compte tenu de l'état initial différent des prairies. Même en Amérique, il existe des cas où l'amélioration de la production et la conversion de prairies natives diminue le stockage du carbone. Aussi, la conversion des prairies natives en pâturage montre une très grande variabilité des effets. Dans 7 cas sur 16, on ne mesure pas d'augmentation du stockage de C (Conant et al., 2001). On ne peut donc pas prédire une augmentation des apports de C par n'importe quelle augmentation de la production fourragère. Par exemple, si on compare une espèce productive de climat chaud à une espèce moins productive de climat plus frais, le stockage du carbone n'est pas maximisé sous la prairie plus productive (Franzluebbers et al., 2000). Par ailleurs, dans le contexte européen où beaucoup de prairies sont déjà fortement intensifiées, une nouvelle intensification de la production pourrait moins augmenter les apports de C que la minéralisation, voire diminuer aussi les apports, et résulter en un flux net d'émission du carbone par les sols. En effet, une augmentation de la productivité primaire peut (1) diminuer l'allocation de croissance racinaire et la quantité d'apports, (2) améliorer la décomposabilité

intrinsèque de la MOP et (3) induire des conditions de sol plus favorables pour la minéralisation de C, l'azote minéral étant moins limitant pour l'activité minéralisatrice de la biomasse microbienne.

En conclusion, il n'est donc pas certain qu'en Europe les niveaux les plus intensifs de production fourragère optimisent le stockage de C sous les prairies permanentes. L'optimum pourrait au contraire se situer dans des prairies moyennement riches qui offrent à la fois des apports organiques importants et peu décomposables. Une augmentation du stockage de C dans nombre de prairies européennes déjà très intensifiées ne pourrait donc s'obtenir que par une relative désintensification de la gestion (réduction des intrants minéraux, voire décapitalisation de la fertilité acquise pendant et au-delà de la "révolution fourragère").

- **Augmentation de la fertilisation**

Aux USA, augmenter la productivité est généralement considéré comme un moyen de stocker du carbone (Post et Know, 2000). On peut escompter une augmentation notable du stockage de C par la fertilisation des pâturages (Bruce et al., 1999), soit une accumulation dans le sol de $1,1 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pendant les premières années, qui décline ensuite au cours du temps (Post et Kwon, 2000). Une fertilisation (nitrate d'ammonium ou ammonium de sulfate) peut augmenter significativement le stockage de carbone d'une prairie sur chernozem du Canada de $1,2$ à $1,4 \pm 0,4 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ en 15 ans sur 0-30 cm (Mahli et al., 1997) ou sur des sols sableux et argileux des grands plaines aux USA de $0,3$ à $1,1 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Reeder et al., 1998) ; en moyenne sur différents types de sol et milieux, l'effet de la fertilisation est plus modéré avec $+0,3 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Conant et al., 2001). En revanche, la fertilisation des prairies peut conduire à des émissions de N_2O (GIEC, 2000). Le pouvoir de réchauffement de ce gaz étant près de 300 fois supérieur à celui du CO_2 , le bilan global des émissions de gaz à effet de serre dans le cas d'une fertilisation azotée n'est alors peut-être pas aussi positif.

Dans le Saskatchewan et dans l'Alberta, les apports de N sur prairie augmentent le stockage de C respectivement de $0,45$ et $0,7 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sur 12 ans. Par rapport à des témoins fournissant une production de seulement $1,4 \text{ tMS}\cdot\text{ha}^{-1}$, la plus forte accumulation de carbone dans le sol est obtenue pour la plus forte production de foin ($4,5 \text{ tMS}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Nyborg et al., 1997). La masse de carbone léger dans les premiers 37 cm de sol passe de $12 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (2,5% du C du sol, 10% du C total) dans le témoin à 20 t dans le traitement fertilisé (5,8% du C du sol et 16% du C total). L'accroissement du stockage du carbone introduit par les phytomasses racinaires se réalise pour 72% dans la fraction légère. Un kg N de l'engrais fournit 19 kg de C supplémentaire apporté, dont 12,5 dans le foin et 6,5 dans le sol (Nyborg et al., 1997).

Dans une prairie du Minnesota à base d'espèces en C3, une augmentation de l'apport de N de 0 à $280 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ provoque une augmentation de stockage de C à l'équilibre. La productivité de l'azote apporté en carbone stocké (produit de la rétention de N dans l'écosystème par l'accumulation de C par unité d'azote retenu) est de 10 kgC stocké par kgN apporté. Dans les prairies en C4, une augmentation des apports de N pendant 12 ans, sans modification du pH, provoque aussi une augmentation de la productivité, mais s'accompagne d'une diminution du C/N de la biomasse, d'une augmentation de la minéralisation de N et une diminution du stockage de C. Ce résultat opposé est attribuable à un effet conjoint de l'apport d'azote sur la composition botanique et à une prédominance accrue des espèces en C3 par rapport aux espèces en C4 (Wedin et Tilman, 1996).

Il ressort de l'expérience américaine que, dans certaines prairies, l'influence de l'apport de N devrait être plus importante pour le stockage de C que n'importe quelle composante du changement global. Mais cette influence n'est pas toujours positive sur le stockage du carbone, car les types de prairies les plus aptes à retenir le carbone sont aussi celles dont la composition botanique est plus sensible à l'eutrophisation. De la même façon, des modifications de composition botanique peuvent limiter la capacité des prairies tempérées à servir de puits de C à long terme. Le seuil au-delà duquel la réponse à l'azote du carbone stocké n'est plus positive est dû aux modifications botaniques qui améliorent la dégradation des apports organiques, compte tenu du fonctionnement des cycles de minéralisation et immobilisation de N lors de la décomposition des litières (Wedin et Tilman, 1996).

Le seuil au-delà duquel l'intensification ne provoque plus de stockage pourrait être franchi dans les prairies européennes les plus intensives. Ainsi, en Hollande, l'augmentation de la fertilisation azotée sur une prairie fauchée (0-700) ou pâturée ($250-700 \text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), provoque ou non une accumulation

de C. Le C/N est encore diminué à la dose la plus forte d'apport, mais la quantité de C dans le sol reste le plus souvent indépendante de la dose de N, ce qui indique qu'une augmentation de la production agricole n'augmente pas nécessairement les apports de racines ni l'accumulation du carbone dans le sol (Hassink et Neeteson, 1991).

3.4.1.2. Irrigation

L'irrigation en favorisant la production de la biomasse devrait elle aussi avoir une influence positive sur le stockage de carbone de la prairie ; celle-ci s'avère cependant modeste, de l'ordre de $0,1 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, car ce facteur augmente à la fois la production de la prairie et la minéralisation de la matière organique du sol (cf. 3.2.5).

3.4.1.3. Diversité et composition botanique des prairies

Le stockage de C dans les prairies est très dépendant des conditions climatiques (pluies et températures), et plus dépendant du pédoclimat que de la gestion (Riedo et al., 2000). Toutefois, dans le même pédoclimat, il dépend fortement de l'histoire à long terme de l'occupation des terres : il faut distinguer, par ordre d'artificialisation et d'intensification croissante sur de longues durées, les prairies natives des prairies permanentes conquises sur la forêt (Conant et al., 2001) et des prairies installées après une longue phase de culture. La proportion des surfaces de prairies du dernier type est comparativement plus importante dans l'ancien monde (Europe) que dans le nouveau (Amérique, Australie).

• *Pelouses pauvres natives ou anthropiques à espèces conservatives*

La nature de la matière organique apportée joue un rôle sur la décomposition et donc sur le stockage du carbone (Gregorich et al., 2001). Les pelouses pauvres à espèces conservatives sont les formations herbacées qui stockent le plus de carbone dans les MO particulières et la fraction légère. En effet, les espèces conservatives sont caractérisées par des litières difficilement décomposables : une manière de stocker le carbone dans le sol est donc de diminuer la décomposabilité des entrées de MO (Post et Know, 2000) en maintenant ou en favorisant cette stratégie d'espèces.

Conjointement, le sol incubant agit sur l'accumulation des apports organiques dans les MO particulières : les prairies à sol acide et à humus mor se distinguent des pelouses sur sol neutre à humus mull, par une dégradation plus lente de la cellulose et de la MO native. La production d'humus mor résulte donc d'une réduction de l'activité microbienne en partie due à l'acidité des sols (Hopkins et al., 1990). Ainsi, on augmenterait la minéralisation de la MO native et la minéralisation des litières en augmentant le pH des sols acides par un chaulage.

Le stockage du carbone sous les prairies à espèces conservatives résulte enfin d'une relation causale d'interaction entre les états de MOS et l'état de la végétation, via le cycle de l'azote. 1. L'accumulation de carbone dans la MOP induit une immobilisation d'azote dans le sol. 2. La diminution de l'azote minéral disponible pour l'absorption rétroagit sur la végétation en sélectionnant les espèces conservatives par rapport aux espèces compétitives. 3. Un effet en retour diminue la qualité des apports organiques au sol et réduit la vitesse de décomposition des litières racinaires.

Le stockage du carbone est à son équilibre dans les prairies natives et dans les prairies de plus de 50 ans. On ne peut donc pas escompter de stockage supplémentaire dans ces formations, à moins d'augmenter les entrées de carbone par la fertilisation, mais on a peu à attendre d'une telle intensification (Bruce et al., 1999). Il est même plus fréquent, en Europe, qu'une telle intensification présente les effets inverses (Loiseau et al., 1996).

- **Prairies mixtes à légumineuses (trèfle blanc)**

L'introduction d'espèces dites améliorantes comme les légumineuses a un impact positif sur le stockage de carbone sous prairie (0,8 à 3 tC.ha⁻¹.an⁻¹, Conant et al., 2001 ; 0,1 à 0,3 tC.ha⁻¹.an⁻¹, Lal et Bruce 1999). En effet, une augmentation de la fixation symbiotique de l'azote induit une augmentation de la productivité primaire qui se traduit par une augmentation du stockage de C dans le sol (Thornley et al., 1991).

Les prairies mixtes à espèces fixatrices et non fixatrices se caractérisent par la coexistence de deux types d'apports organiques de qualité différente, respectivement riche et pauvre en azote. La quantité de carbone total par classe d'agrégat est sensiblement identique chez les deux espèces et l'agrégation est la même sous *Lolium* et *Trifolium*. Mais la substitution du MOP-C au sein des agrégats est plus rapide avec des apports de litière de trèfle que de graminée. Sous la graminée, le turnover de C dans la MOP est diminué par un C/N élevé des litières, tandis qu'il est accéléré sous la légumineuse. De même, dans le C total, la substitution du carbone ancien par du carbone nouveau tend à être moins élevée sous la culture de *Lolium* (560 N.an⁻¹) que de *Trifolium repens* : le turnover du C total se comporte comme le turnover du C de la MOP (Six et al., 2001).

Après 12 ans de pâturage, la comparaison de graminées pures (*Brachiaria*) de légumineuse pure (*Pueraria*) et de mélange montre une plus forte accumulation de carbone et d'azote sous la culture associée (Rao et al., 1994). De même, après 5 ans de pâturage, la comparaison de graminées pures (*Lolium perenne*) de légumineuse pure (*Trifolium repens*) et de mélange montre une plus forte accumulation de MOP-C sous la graminée pure, tandis qu'une plus forte accumulation de carbone se produit sous le mélange dans la matière organique extractible (MOE). Ainsi, un excès de carbone dans les apports favorise l'accumulation dans la MOP à durée de vie plus courte et un excès d'azote l'accumulation dans la MOE à durée de vie plus longue. Finalement, sous les associations, un bon équilibre entre les apports C et N, réalisé par la compétition entre les deux espèces (Loiseau et Grignani, 1991), maximise l'accumulation de carbone dans la fraction protégée des métabolites microbiens (Assman et al., 2001).

3.4.1.4. Mode d'exploitation en fauche et en pâturage

- **Utilisation en fauche et en pâturage**

Une pâture régulière et bien gérée favorisant la croissance racinaire de la prairie par une stimulation du taux de renouvellement des parties aériennes peut favoriser le stockage de carbone sous prairie (Reeder et Schuman, 2002 ; Schuman et al., 2002). Aux Etats Unis, cet effet positif de la gestion de la pâture est estimé de 0,1 à 0,3 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (Schuman et al., 2002), de 0,3 à 1,3 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (Lal et Bruce, 1999) et 0,4 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (Conant et al., 2001). Les résidus de surface sont aussi plus importants en pâturage (1,7 tC.ha⁻¹ et 1,2), bien que leur C/N soit plus faible (23 contre 34). De même, la MOP dans les 50 cm de sol est plus importante sous pâturage.

Cet effet positif de la gestion en pâturage n'est cependant pas systématique dans la littérature américaine. Il existe le plus souvent dans les situations semi-arides et moins dans les situations plus humides, et doit donc être relativement limité pour le territoire national. Dans les régions humides des USA, les effets sont contradictoires (Franzluebbers et al., 2000). En effet, une augmentation très importante du C/N pourrait se solder par des effets négatifs. On peut imaginer que l'influence positive des apports de N disparaît dès que la capacité des sols à stocker l'azote est dépassée. C'est le cas de nombreux pâturages européens qui évacuent leur excès d'azote dans l'eau et dans l'air.

D'après la modélisation en conditions européennes, le pâturage induit généralement des stocks de carbone du sol plus élevés que la fauche, en raison d'un accroissement de la productivité primaire. L'influence de la conduite dépend du site à cause de différences dans le climat, la végétation et les sols (Riedo et al., 2000). Le plus grand stockage en pâturage qu'en fauche se produit en climat froid : 59 t en fauche et 99 t en pâture à 1600 m d'altitude, alors que l'effet du mode d'exploitation est plus réduit en plaine : 50 tC.ha⁻¹ en fauche et 51 t en pâture en climat humide ; 52 tC.ha⁻¹ en fauche et 63 en pâture en climat sec. Il est donc nécessaire d'analyser les réponses en fonction des sites. De même, aux Pays-Bas, la quantité de C du sol après 5 ans de prairie semée en début d'expérience est

considérablement plus grande en pâturage qu'en fauche. Ceci peut venir des restitutions de carbone issu des parties épigées par les déjections, des restitutions de refus (Hassink et Neeteson, 1991).

- ***Conversion en fauche des prairies pâturées extensives***

Parmi les prairies européennes, les pelouses pauvres pâturées natives de moyenne montagne granitique ou volcanique sur sol acide sont les types prairiaux qui sont à la fois les moins productifs sur le plan agricole (environ 1 tMS.ha⁻¹ valorisée par an) et ceux qui stockent les quantités les plus importantes de carbone dans le sol (70 tC.ha⁻¹ dans la seule fraction de MOP >200μ). Une intensification de la production de ces pâturages permettant une augmentation de la production récoltable à 4 tMS.ha⁻¹ a pour effet de stimuler l'évolution des très importants stocks de carbone précédemment accumulés dans les MOP. Le stock de MOP-C est particulièrement affecté lors de la conversion des pâturages extensifs en fauche, mais différemment selon les itinéraires techniques employés (Loiseau et al., 1996). En un an, la masse des stocks de MOP-C diminue de 15 tC.ha⁻¹ dans les rénovations par la seule fertilisation en surface sans travail du sol ni resemis, de 17 à 27 tC dans le cas des itinéraires simplifiés avec désherbage, semis direct et fertilisation, et de 27 à 37 tC.ha⁻¹ pour les itinéraires les plus intensifiés avec rotavillage, resemis et apports de fertilisation N, c'est-à-dire jusqu'à la moitié du stock de carbone contenu dans la MOP initiale. Le devenir de ces stocks de carbone remis en jeu dans les transformations des MO dans le sol sont moins connus.

- ***Intensification et extensification du pâturage (abandon)***

En augmentant le taux de consommation de la production primaire, une intensification du pâturage augmente le flux de recyclage par les déjections aux dépens du flux par les litières. La minéralisation nette des nutriments est moins importante pour des résidus végétaux que pour les déjections, y compris les fèces. En conséquence, une augmentation du chargement en bétail a pour effet d'accélérer le cycle des matières organiques épigées. Un impact des fèces est d'augmenter le carbone du sol par une stimulation de la croissance de la végétation sur une surface 5 à 6 fois plus grande que celle de l'impact pour une durée supérieure à 2 ans (Haynes et Williams, 1993). Mais l'intensification peut selon les conditions, soit diminuer les stocks de MOS en stimulant le cycle du carbone, soit les augmenter en stimulant la production et les apports de carbone au sol.

Sur une prairie du Wyoming, l'intensité du pâturage, forte, faible ou nulle change seulement les flux saisonniers de C, mais pas les échanges de CO₂ sur la saison de pâturage, les échanges par le sol se réalisant aussi hors saison de pâturage. Pendant la saison de pâturage, la respiration du sol est plus forte dans le pâturé que dans l'abandon, en relation avec une activité de croissance plus forte des racines (Lecain et al., 2000). On ne peut escompter que de faibles gains de stockage de carbone par l'amélioration de la conduite du pâturage sur des prairies natives ou de longue durée (rangelands). Elle serait plus grande pour des pâturages (pasture lands) (Bruce et al., 1999).

Sur un rangeland non pâturé, douze ans de mise en pâturage sous un fort chargement diminuent la quantité de carbone présent dans la végétation épigée, vivante et morte, dans la litière (10,4 tC.ha⁻¹ dans la mise en défens et 8,1 tC.ha⁻¹ dans le traitement le plus chargé) et dans les racines (8,7 à 7,4 tC.ha⁻¹). Mais le pâturage augmente la quantité de carbone dans la zone de forte densité racinaire (0-30cm) de 48 à 58 tC.ha⁻¹. Pour le système entier, la diminution brute (3,6) et l'augmentation brute (10) font une augmentation nette de 6,4 tC.ha⁻¹ en 12 ans (0,5 tC.ha⁻¹.an⁻¹). Le ratio de la production à la biomasse est de 28% dans la mise en défens et de 36 et 39% dans les pâturages (turnover respectifs de la biomasse épigée de 3,6, 2,7 et 2,6 ans). Le pâturage accélère le cycle du carbone épigé, ce qui accroît le transfert de carbone vers le sol et le stockage dans le sol. Le pâturage accroît aussi l'allocation de carbone racinaire au sol, augmentant le stockage de C dans le sol. Un abandon du pâturage réduirait le recyclage du carbone épigé et la productivité (Schuman et al., 1997).

Sur les pâturages déjà intensifiés (pastures), on peut augmenter le carbone du sol par les pratiques de gestion, le pâturage tournant et la fertilisation, ainsi que par le resemis avec des variétés améliorées. Dans les pâturages extensifs (rangeland), l'intensité de pâturage peut jouer sur la composition botanique, la production primaire, l'allocation épigée et hypogée et le cycle des nutriments.

Bien qu'il y ait peu d'études complètes, la conclusion générale des études est que si la production n'est pas diminuée, il y a peu de changements dans la matière organique du sol. Les effets ne sont nettement favorables au stockage C que lorsque les pâturages étaient auparavant surexploités et soumis à l'érosion (Bruce et al., 1998 ; Conant et al., 2001). Au contraire, dans les pelouses natives de moyenne montagne européenne caractérisées par une très forte accumulation de MOP, le passage du pâturage extensif libre (moins de 0,5 UGB.ha⁻¹) au pâturage rotatif intensifié (80 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, jusqu'à 2 UGB.ha⁻¹) provoque des modifications importantes du cycle du carbone. Le stock de carbone diminue, notamment celui de la MOP. La perte moyenne est de 1 tC.ha⁻¹.an⁻¹ pendant 20 ans (Loiseau et al., 1996).

3.4.2. Modélisation du stockage de carbone associé aux changements de gestion des rotations fourragères et des prairies

(P. Loiseau, J.F. Soussana)

Les chiffres de stockage évoqués pour les prairies dans la partie 3.4.1. ne prennent en compte ni la variété des types de prairie, ni leur insertion dans des systèmes de culture fourragers et les rotations avec les cultures. Etant donné le potentiel important que présentent les herbages en général, il est nécessaire, au sein des systèmes fourragers, d'affiner l'estimation du potentiel de stockage en prenant en compte la diversité des systèmes. Cette dernière est telle que les observations couvrant toutes les combinaisons font défaut. Nous proposons ici un modèle unifié de représentation du stockage de carbone dans les sols des systèmes de cultures fourragères (SCF). Plusieurs scénarios d'évolution de ces systèmes sont envisagés. Ceux-ci reprennent les conséquences de l'intensification (3.4.1.1.)

Les résultats de cette modélisation font office de données chiffrées et de synthèse.

3.4.2.1. Facteurs à la base d'une typologie des systèmes de culture fourragère

Pour définir les systèmes de cultures fourragères à l'échelle de la parcelle en vue de l'objectif, deux entrées sont nécessaires : le type de rotation et le niveau d'intensification. Il s'agit donc de positionner la séquestration du carbone par rapport à ces deux facteurs en se référant à une typologie simplifiée des systèmes de culture fourragères.

- **Typologie d'après la nature et la durée de vie des cultures fourragères**

A- RGI = Ray grass d'Italie et RGA = Ray grass anglais (rotation avec maïs)	1-2 ans
B- Prairies à légumineuses : prairies artificielles à Luzerne et Trèfle violet, prairies temporaires à trèfle blanc	3-6 ans
C- Prairies temporaires à base de graminées Dactyle, Fétuque élevée...	3-15 ans.
D- Prairie naturelle ou permanente	>15 ans

- **Niveau d'intensification des prairies**

Le niveau d'intensification, mesuré par la productivité agricole, possède deux composantes fortement corrélées : la productivité primaire nette totale et le taux d'utilisation de la production primaire dans le processus de production. Environ 60 à 70% du carbone contenu dans la production primaire utilisée est converti directement en CO₂. Le niveau de disponibilité des nutriments dans le sol, et d'abord de l'azote, varie de la plus grande pauvreté (Indice de nutrition IN de 35) à la satisfaction totale des besoins des plantes qui permet de réaliser la production primaire maximale (IN 100), et même au-delà (IN>100). Le stockage du carbone dans le sol dépend fortement de la disponibilité en azote en conditionnant :

- la composition botanique, donc la nature des résidus dans les prairies plurispécifiques,
- les apports organiques au sol, en quantité et en qualité, y compris dans les prairies monospécifiques, via la production primaire et l'allocation de croissance racinaire,
- le temps de résidence des apports organiques dans le sol (MOP-C) et le rendement des apports organiques en humus stable, par un double effet de la nature des résidus et des conditions du sol les incubant.

3.4.2.2. Typologie des cultures fourragères et prairies

Nous proposons une typologie en 6 catégories, par croisement de la nature de la prairie et du degré d'intensification N.

Type de culture fourragère	Niveau d'intensification N (IN)			
	40-60	60-80	80-90	> 90
A. Ray grass d'Italie = RGI			A2	A3
B. Associations			B2	
C. Prairies Temporaires		C1	C2	
D. Prairies Permanentes	D0	D1	D2	

A3- Les cultures fourragères très intensifiées et fertilisées, fauchées (>400N), pâturées (>150N) ou d'utilisation mixte (>400N), qui présentent un lessivage N et des pertes gazeuses élevés C et N.

A2- Les cultures fourragères à intensification raisonnée, fauchées (<400N) ou pâturées (<150N), qui présentent un meilleur équilibre C/N (moins de pertes N que A3).

B2- Les associations à légumineuses ou les prairies artificielles recevant pas ou peu d'azote, où la régulation écologique de la fixation symbiotique de l'azote réalise spontanément un équilibre entre les apports organiques C et N par les litières racinaires.

C2/D2- Les prairies intensifiées à dominante de graminées, temporaires ou permanentes en ensilage ou en pâturage (>1,5 UGB.ha⁻¹) et les mêmes prairies riches lorsqu'elles sont extensifiées ou enfrichées (transition vers les accrues forestières de type feuillus).

C1/D1- Les prairies peu intensifiées (fertilisation, exploitation), temporaires ou permanentes, à bonne biodiversité, exploitées pour le foin ou en pâturage (<1,5 UGB.ha⁻¹). Il s'agit aussi bien de prairies "permanentes" développées sur d'anciennes cultures que de prairies "naturelles" ou développées aux dépens de la forêt.

D0- Les landes, pelouses et prairies pauvres pâturées de montagne, exploitées en pâturage ou soutrage sous de faibles chargements, sans fertilisation N et de manière "minièrre" (exportation des déjections animales), et les formations correspondantes abandonnées (accrues forestières de type résineux).

3.4.2.3. Scénarios d'évolution des systèmes de cultures fourragères et prairies

Scénarios tendant a priori à stocker du carbone

- A3=> A2 : développer la fertilisation raisonnée des SCF intensifs et augmenter la durée de vie des prairies intensives à RG de courte durée. Par exemple, passer d'un RGI de 1 an trop fertilisé à un RGA 3 ans fertilisé de façon raisonnée, sans remise en cause de la recherche d'un potentiel de production maximum.
- A2=>B2 : allonger la durée de vie des prairies intensives par le passage à la prairie temporaire, en maintenant des performances élevées de production grâce à l'utilisation des légumineuses, donc en réduisant les intrants azotés (win-win). Par exemple passer du RGA de 3 ans intensif à des prairies temporaires de 5 ans associant RGA-trèfle blanc.
- C2 : allonger la durée de vie des prairies temporaires intensifiées à graminées par une amélioration de leur gestion. Par exemple, augmenter la durée de vie d'une temporaire de dactyle de 5 à 10 ans.
- C1 : intensifier les prairies temporaires pauvres pour augmenter la production de résidus et le stockage de C.

Scénarios tendant a priori à déstocker du carbone

- C1=>C2 : intensification des SCF par transformation des prairies temporaires en prairies artificielles à RG.
- D1=>D2 : passage de la prairie permanente à la prairie temporaire.
- D0=>D1 : conversion des estives et parcours en prairies.

D'autres scénarios peuvent être imaginés et testés sur la base de cette typologie.

3.4.2.4. Paramètres fonctionnels du stockage du carbone dans les sols

Dans le tableau suivant, on tente de classer les valeurs de paramètres fonctionnels du sol par type de SCF. Le but est de justifier un choix ultérieur de valeurs pour les paramètres utilisés dans les modèles de calcul des stocks de C.

- La source du carbone stocké consiste dans la quantité d'apports par les résidus de culture (litières racinaires) : les apports croissent avec le rendement agricole pour des IN croissant de 35 à 80. Au-delà de IN 90, le rendement continue à augmenter mais les apports diminuent (diminution de l'allocation de croissance racinaire et augmentation de l'indice de récolte).

- La qualité des apports augmente avec IN, en termes de C/N et de fermentescibilité. En A3, la production d'exsudats est maximum. Ces deux aspects deviennent défavorables à l'accumulation C pour des niveaux élevés de IN.

- Le rendement en humus diminue avec IN, corrélativement avec la nature de l'humus produit. Aux forts IN, un humus de synthèse microbienne est produit avec un rendement faible ; aux faibles IN, un humus hérité des résidus est produit avec un rendement élevé.

- La dégradation de l'humus stable sous prairie est accélérée aux IN croissants ; sa vitesse maximum correspond au maximum de production d'exsudats.

En conséquence, dans les prairies moyennes à riches (IN>60), la production d'humus stable est optimisée pour un niveau de IN de l'ordre de 80-90%. Le stock d'humus stable est maximisé aux IN les plus faibles (<60), car une production forte s'accompagne d'une dégradation faible de l'humus ; il est minimisé aux IN les plus élevés qui correspondent aux productions les plus faibles et aux dégradations les plus fortes (IN>90).

Système de culture fourrager	A3	A2	B2	C2/D2	C1/D1	D0
Quantités d'apports	2	3	4	4	3	4
Qualité des apports						
C/N	5	4	4	3	2	1
Fermentescibilité	5	4	3	3	2	1
k1	1	2	2	3	4	5
Production d'humus						
Mull (1)	3	4	5	4	3	2
Mor (2)	1	1	2	3	4	5
k2	5	4	3	3	2	1

(1) Humus de synthèse microbienne (correspondant à un K1 faible). (2) Humus hérité des résidus (correspondant à un K1 élevé), s'accompagnant d'une accumulation des résidus de litière (MO particulière).

Tableau 3-14. Caractérisation des six catégories de systèmes fourragers par les paramètres de la dynamique du carbone (classes de valeurs).

3.4.2.5. Paramètres du modèle de stockage de C selon les types de CF

La proposition suivante ne ressort pas directement de valeurs de la bibliographie. Les stocks à l'équilibre et les temps de résidence suivants ont été établis compte tenu :

- de quelques valeurs moyennes figurant dans les autres fiches,
- de l'expertise précédente de la variabilité liée aux systèmes de cultures fourragères.

	Constante de temps en an ⁻¹ (TR, ans)	
	à l'installation	au retournement
Rappel		
Prairie (1)	0,025	
Culture (2)	0,045 (3)	0,04
Types de SCG		
A3	0,035	0,04
A2	0,035	0,04
B2	0,030	0,04
C2/D2	0,025	0,04
C1/D1	0,020	0,035
D0	0,010	0,030

Tableau 3-15. Constantes de vitesse des changements de stock de C du sol.

Type de CF	Rotation (1)	Valeurs à l'équilibre		
		en fin de CF	en fin de CA	moyenne
A3	1CF/1CA	34,6	34,6	34,6
A2	2CF/1CA	44,3	44,9	44,6
B2	5CF/2CA	55,0	57,1	56,0
C2	5CF/2CA	53,4	55,3	54,3
C2	10CF/2CA	59,0	61,2	60,1
D2	PP	-	-	70
C1	5CF/2CA	41,4	42,2	41,8
C1	10CF/2CA	44,4	45,3	44,6
D1	PP	-	-	50
D0	Pelouse	-	-	110

(1) années de cultures fourragères (CF) / années de cultures annuelles (CA)

Tableau 3-16. Valeurs du stock de C à l'équilibre des cultures fourragères et prairies

Simulation de stockage C dans des systèmes de cultures fourragères

Soit un scénario de rotation d'une culture fourragère avec des céréales. Le modèle décrit comme paramètres :

- le carbone initial (C_0) pour $t_0 = 0$
- l'accumulation à l'équilibre du C sous la céréale continue (C_c)
- l'accumulation à l'équilibre du C sous la prairie continue ($C_p > C_c$)
- la vitesse nette d'accumulation de C prairie sous la prairie (k_a), telle que :

$$C(t) = C_0 + (C_p - C_0) (1 - \exp^{-k_a t}) \quad (1)$$

- la vitesse nette de dégradation du carbone après labour de la prairie et en présence du suivant (k_d), à partir d'un stock de carbone ($C_1 > C_c$) en fin de prairie ($t = t_1$), telle que :

$$C(t) = C_1 - (C_c - C_1) \exp^{-k_d (t - t_1)} \quad (2)$$

Dans ce cas de figure, il n'existe pas de simplification possible des calculs (k_a différent de k_d). On a réalisé les calculs numériques de la dynamique du C avec un pas de 1 an.

3.4.2.6. Résultats de simulation du stockage de C dans des systèmes de cultures fourragères

Etat initial		Nouvelle gestion Nature	Valeur de C après 20 ans (tC.ha ⁻¹)	Variation de C (t.ha ⁻¹) (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	
Nature	Valeur				
<i>1. Améliorer la gestion des SCF courts intensifs</i>					
A3	35	A2	41,4	6,4	0,3
<i>2. Conversion des SCF intensifs de courte durée aux associations à légumineuses</i>					
A3	35	B2	45,6	10,2	
A2	44	B2	50,3	6,3	0,3
<i>3. Intensification raisonnée et allongement de la durée des prairies temporaires en graminées</i>					
C2 (5F/2C)	54,3	C2 (10F/2C)	58,1	3,9	0,2
C1 (5F/2C)	41,8	C1 (10F/2C)	43,5	1,7	0,1
C1 (5F/2C)	41,8	C2 (5F/2C)	47,8	6,0	0,3
C1 (5F/2C)	41,8	C2 (10F/2C)	50,9	9,1	0,5
<i>4. Conversion des PT en PP à niveau d'intensification égal ou croissant</i>					
C2 (5F/2C)	54,3	D2	60	5,7	0,3
C1 (5F/2C)	41,8	D1	19,6	7,8	0,4
C1 (5F/2C)	41,8	D2	60	8,2	0,4
<i>5. Conversion des PP pauvres en PT à niveau d'intensification croissant</i>					
D1	50	C2 (5F/2C)	52,0	2,0	0,1
D1	50	C2 (10F/2C)	53,0	3,0	0,2
<i>6. Conversion des PP en PT à niveau d'intensification égal</i>					
D1	50	C1 (5F/2C)	48,1	-1,9	-0,1
D1	50	C1 (10F/2C)	48,7	-1,3	-0,1
D2	70	C2 (5F/2C)	65,8	-4,2	-0,2
D2	70	C2 (10F/2C)	67,0	-3,0	-0,2
<i>7. Intensification sans retournement des prairies permanentes pauvres</i>					
D1	50	D2	53,9	3,9	0,2
<i>8. Intensification des pelouses de montagne</i>					
D0	110	D2	87,4	-22,6	-1,1
D0	110	C2 (10F/2C)	91,3	-18,7	-0,9

Tableau 3-17. Effet de 20 ans de changements de la gestion des SCF

3.4.5.7. Conclusion

Il serait nécessaire d'objectiver les choix de paramètres à partir de la bibliographie, mais il y a peu d'espoir de trouver dans la littérature les valeurs exactes correspondant à la fois à nos "types" moyens et à nos représentations conceptuelles (ainsi qu'aux définitions éventuelles de la statistique agricole). Il pourrait être utile de proposer des chiffres et scénarios pour différentes techniques d'installation des prairies, notamment celles avec simplification ou suppression du travail du sol (cf. 3.3). Une véritable synthèse scientifique des acquis français reste à faire en matière de stocks de C, ainsi que leur publication.

Globalement, le sens des évolutions dans les différents scénarios est conforme aux attentes de l'expertise. Pratiquement tous les gains de carbone économisent aussi de l'azote ou du travail, ou réduisent la pollution nitrique ; toutes les pertes de carbone sont de même obtenues en dépensant plus d'énergie et en favorisant les pollutions. Apparemment, au niveau de la parcelle, les différentes logiques de durabilité sont positivement corrélées.

1. Pour les prairies de la Surface Agricole Utile (SAU)

- Augmentation des stocks de carbone lors du passage de prairies intensives de courte durée (RGI) à des prairies plus pérennes (RGA) ou à des associations à base de trèfle et des prairies artificielles,
- Stockage de carbone en cas d'allongement de la durée des prairies temporaires, ou en cas de conversion en prairies permanentes,
- Stockage de carbone par intensification raisonnée des prairies temporaires de graminées à même pérennité.

2. Pour les prairies de la Surface Toujours en Herbe (STH)

- Pertes de carbone dans toutes les conversions en prairies temporaires qui ne s'accompagnent pas d'une intensification raisonnée qui est nécessaire. Le renouvellement rapide de prairies temporaires mal gérées a des conséquences environnementales et agronomiques négatives ;
- Stockage de carbone en cas d'intensification raisonnée des prairies permanentes sans retournement.

3. Pour les prairies hors SAU (pelouses, parcours...)

Pertes de carbone dans tous les cas d'intensification (avec ou sans retournement). Dans ce cas, il y a place pour une stratégie "win-win" alliant la qualité des produits animaux (AOC, labels...), la conservation de stocks élevés de carbone dans les sols et l'utilisation de l'espace.

Ces résultats peuvent être combinés avec ceux relatifs aux cultures pour tester des scénarios d'assolement par système de production.

Fiche résumé du stockage/déstockage de C dans le sol associé à un changement de pratique agricole

GESTION DES SYTEMES DE CULTURE FOURRAGERES ET PRAIRIES

Pratique	Flux net annuel (scénario à 20 ans) tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹
Amélioration de la gestion des SCF courts intensifs (prairies temporaires)	0,3
Intensification raisonnée et allongement de la durée des prairies temporaires en graminées	0,1 à 0,5
Conversion des prairies temporaires en prairies permanentes à niveau d'intensification égal ou croissant	0,3 à 0,4
Conversion des prairies permanentes pauvres en prairies temporaires à niveau d'intensification croissant	0,1 à 0,2
Conversion des prairies permanentes pauvres en prairies temporaires à niveau d'intensification égal	-0,1 à -0,2
Intensification sans retournement des prairies permanentes pauvres	0,2
Intensification des pelouses de montagne	-0,9 à -1,1

Deux valeurs sur une même ligne correspondent à différentes modalités de la pratique. L'erreur dans ces estimations est arbitrairement fixée à $\pm 0,25$ tC.ha⁻¹.an⁻¹.

3.5. Résumé et conclusions de la partie 3

(J. Balesdent)

3.5.1. Ordre de grandeur du stockage potentiel de C dans le sol

La figure 3-14 reporte les valeurs de stockage de carbone associées aux pratiques pouvant mettre en jeu des flux nets de carbone les plus importants. Il s'agit de valeurs modales pour le territoire. Dans une comptabilisation sur 20 ans, la mise en culture déstocke $1 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$; l'abandon de la culture au profit de prairies ou de boisement stocke $0,5 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

Ces valeurs sont assorties d'une **incertitude relative de 30% à 50%**. Cette confiance dans les valeurs modales est relativement médiocre pour plusieurs raisons : le nombre d'expérimentations de longue durée en France ou en Europe de l'ouest est faible, la très grande variabilité des résultats tend à montrer que les pratiques n'ont pas d'effets univoques mais des effets en interaction avec d'autres variables explicatives ; la transposition au territoire français de données établies à l'étranger dans des conditions agro-pédo-climatiques très différentes est hasardeuse.

Le déstockage de carbone du sol est plus rapide que le stockage. En 20 ans, les flux de stockage sont deux fois plus faibles que les flux de déstockage des pratiques symétriques. Pour cette raison, le bénéfice du stockage est réduit si les pratiques stockantes ne sont pas pérennes. Aussi, pour un bilan national, il est tentant mais très dangereux de ne pas comptabiliser les pratiques **déstockant** du carbone.

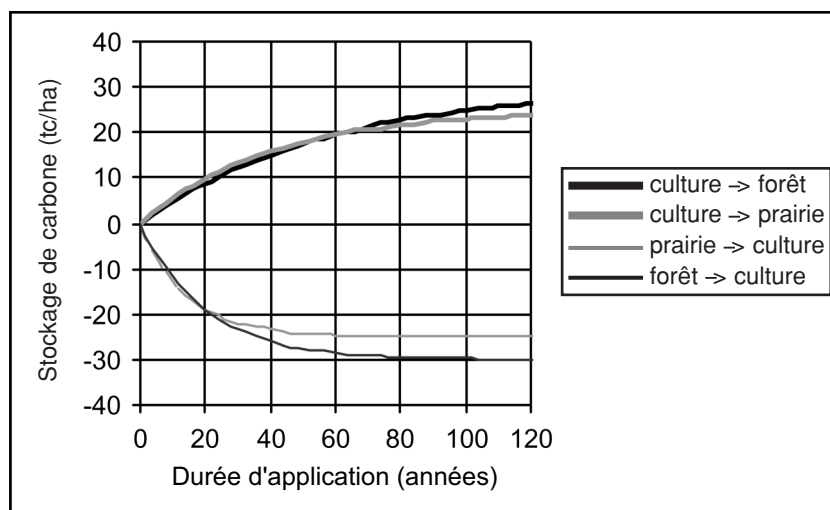


Figure 3-14. Evolution du stock de carbone dans le sol associé aux pratiques provoquant les stockage ou déstockage extrêmes. Mode pour le territoire français. L'intervalle de confiance à 95% sur cette valeur modale est de l'ordre de $\pm 40\%$.

3.5.2. Evaluation des pratiques (voir figure 3-15)

L'**utilisation énergétique** de la production carbonée végétale correspond à une économie d'émission de C fossile supérieure à la réduction d'émission par stockage de carbone dans le sol. Il semble que l'application aux productions bio-énergétiques de pratiques d'agriculture intégrée (niveau de fertilisation bas, travail du sol réduit) permettrait d'optimiser la réduction d'émission de GES.

En dehors de l'utilisation énergétique, le mode de **gestion des résidus** de récolte offre un potentiel de stockage de CO₂ faible.

La gestion des **effluents d'élevage** présente un potentiel de stockage nul en l'état des connaissances actuelles. Cependant, étant donné l'important gisement de carbone qu'ils représentent (environ 25 MtC.an⁻¹), il est possible que l'application de modes de gestion non encore déterminés permette un stockage dont le potentiel national atteint 0,6 MtC.an⁻¹.

L'incorporation au sol des **déchets organiques** (boues, déchets verts, déchets urbains), comparée à leur incinération, présente un potentiel national de stockage de carbone dans le sol de l'ordre de 0,15 MtC.an⁻¹.

Parmi les productions, certaines restituent peu de carbone au sol et contribuent ainsi à déstocker (maïs ensilage, pomme de terre, maraîchage).

L'**intensification** en terres arables, par fertilisation ou irrigation, ne présente pas de potentiel de stockage, ni en général de bénéfice environnemental.

L'installation de **haies** présente un stockage ponctuel mais localement élevé, donc non négligeable. De même l'enherbement des vergers et vignobles.

La **réduction du travail du sol** (0,2 tC.ha⁻¹.an⁻¹) et la pratique de l'**engrais vert** (0,15 tC.ha⁻¹.an⁻¹) présentent un potentiel important.

Le potentiel de stockage de carbone par **les herbages** apparaît particulièrement important. De nombreuses modifications des systèmes de cultures fourragères semblent permettre un flux de stockage de 0,3 à 0,5 tC.ha⁻¹.an⁻¹. Au sein des prairies permanentes, les changements de gestion (intensification, amélioration, pâture, etc.) peuvent aboutir à des effets très contrastés, en interaction avec tellement de variables (gestion antérieure, sol) qu'ils peuvent être considérés comme difficilement prévisibles à ce jour. L'intensification de pelouses de montagne peut par exemple conduire à un déstockage de plusieurs tC.ha⁻¹.an⁻¹. On notera que des pratiques ayant la même vocation (la production fourragère) présentent des potentiels de stockage extrêmement différents. C'est le cas de l'ensilage de maïs comparé à la prairie permanente.

Les conversions de cultures en **forêt** et **prairies** permanentes présentent un potentiel très important. Si la représentation par changement d'usage est pertinente pour la comparaison boisement/culture, elle l'est beaucoup moins s'agissant de la comparaison entre cultures et prairies ou systèmes fourragers.

S'agissant de quantifier ce potentiel au niveau national, un bilan au sein du **secteur d'activité (l'activité élevage)**, s'avère nécessaire. Les raisons en sont les suivantes. (i) Différentes pratiques de la même filière de production présentent des potentiels de stockage différant à l'extrême, comme l'ensilage de maïs, activité stockant le moins de carbone, et la prairie permanente, stockant le plus. (ii) Il existe un continuum entre les cultures de graminées fourragères et les prairies permanentes, entre les niveaux d'intensification, entre les différentes rotations fourragères ou rotations en polyculture-élevage. Ces modalités présentent un potentiel a priori important mais très difficilement quantifiable (section 3.4) (iii) Les émissions de méthane par les ruminants et de N₂O par fertilisation étant des postes importants d'émission agricole de GES, elles doivent être incluses dans le bilan.

La comptabilisation du potentiel de stockage de carbone dans le sol au sein de l'activité "élevage" nécessite une action de recherche spécifique.

Les pratiques tendant à stocker du carbone dans le sol présentent quasi-systématiquement d'**autres bénéfiques environnementaux** : économie d'énergie fossile, limitation de l'érosion, amélioration de la qualité des sols et des eaux, biodiversité élevée.

Les données chiffrées de la présente expertise, très largement indépendantes de la littérature internationale, font en général état d'un potentiel de stockage de carbone dans le sol plus bas que d'autres évaluations européennes (Tableau 3-18).

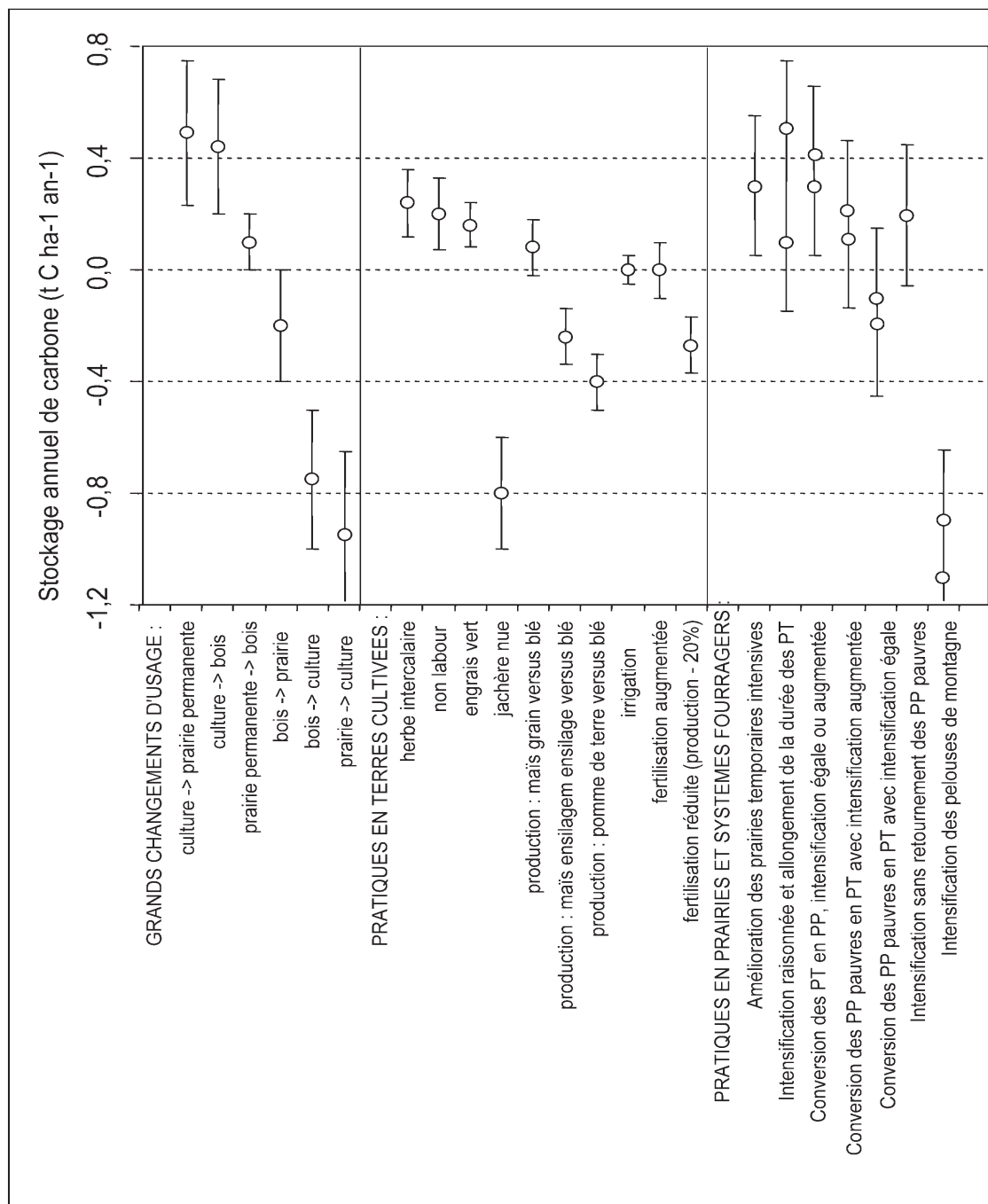


Figure 3-15. Comparaison du stockage de carbone dans le sol associé à différents changements de pratiques agricoles. Le stockage est le stockage moyen annuel dans le cadre d'un scénario à 20 ans (1/20 du gain de stock par la pratique continue pendant 20 ans ou répétée pendant 20 ans). Il s'agit de valeurs modales françaises. La barre d'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95% sur l'estimation de cette valeur modale par l'expertise. PT = prairie temporaire. PP = prairie permanente.

Freibauer <i>et al.</i> (2002)				Présente expertise	
Measure	Potential soil carbon sequestration rate (t CO ₂ ha ⁻¹ y ⁻¹)	Estimated uncertainty (%)	Reference / notes	Potential de stockage de carbone dans le sol (t CO ₂ ha ⁻¹ y ⁻¹)	Incertitude (t CO ₂ ha ⁻¹ y ⁻¹)
Crop-land					
Zero-tillage	1.42	> 50%	1, 2	0.7	0.5
Reduced-tillage	< 1.42	>> 50%	3	<0.7	<0.5
Animal manure	1.38	> 50%	1	0.0	
Crop residues	2.54	> 50%	1	0.7	0.3
Sewage sludge	0.95	>50%	1	<i>pas par unité de surface</i>	
Composting	1.38	>>50%	6	0.0	
Improved rotations	>0	Very high	7	<1.5	0.4
Fertilisation	0	Very high	8	0.0	0.4
Irrigation	0	Very high	8	0.0	0.2
Convert arable to woodland	2.27	>>50%	1	1.6	0.9
Convert arable to grassland	7.03 ± 2.08	110% (2.3 to 11.2)	10	1.8	1.0
Convert grassland to arable	-3.66	>>50%	11	-3.5	1.1
Convert woodland to arable	-?	?	?	-2.8	0.9
Grazing land					
Livestock management	??	??	?		
Cutting method and frequency	?	?	?		
Fertilization	0	?	7	0.4	0.9
<i>Amélioration ou conversion des prairies temporaires</i>				0.4 à 1.5	0.9
<i>Gestion des prairies permanentes</i>				- 0.7 à +0.4	0.9
<i>Intensification des pelouses d'altitude</i>				-4.0	2.0

Tableau 3-18. Comparaison des données de stockage de carbone dans les sols de la présente expertise avec une autre évaluation européenne : A. Freibauer, M. D. A. Rounsevell, P. Smith et J. Verhagen (25 March 2002). *Background Paper on Carbon Sequestration in Agricultural Soils under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. Contract UE N°.2001.40.CO00.* D'après Table 1 in Freibauer *et al.*, 2002 : "Measures for increasing soil carbon stocks in agricultural soils and potential yearly soil carbon sequestration rates (t CO₂ ha⁻¹ y⁻¹)".

References / notes: - **1.** Smith *et al.* (2000); per hectare values calculated using the average C content of arable top soils (to 30cm) of 53 tC.ha⁻¹; Vleeshouwers and Verhagen (2002), cf. Table 4. - **2.** Uncertainty estimated from 95% confidence interval about the mean – statistical uncertainty of the mean only; actual uncertainty is higher. - **3.** Estimated from papers reviewed in Smith *et al.* (2000) - **4.** Assumed to be the same as zero tillage figure of Smith *et al.* (2000) - **5.** Assumed to be the same as for bioenergy crops figure of Smith *et al.* (2000) - **6.** Assumed to be the same as animal manure figure of Smith *et al.* (2000) - **7.** Minimal impact of arable rotations in papers reviewed in Smith *et al.* (2000) but perennial crops in rotations may increase soil carbon levels - **8.** Net carbon impact of irrigation and fertilisation is minimal or negative when carbon costs of producing fertiliser and pumping irrigation water are considered (Schlesinger, 1999) - **9.** Organic farming is increasing in Europe, but is not a single management practice. Within an organic farm, a combination of practices may be used including extensification, improved rotations, residue incorporation and manure use. These will contribute to carbon sequestration positively, but in different proportions depending of the degree of implementation of a given practice. Zero and reduced tillage are generally incompatible with organic farming since increased tillage is frequently used to control weeds. It is, therefore, impossible to assign an exact figure for the carbon sequestration potential of organic farming, but a range between the lowest and highest potential sequestration rate can be given. - **10.** From Vleeshouwers & Verhagen (2002). Also based on figures from Rothamsted grass to arable conversions; cf. Table 4.- **11.** From figures of Jenkinson (1988) used by Smith *et al.* (1996).

Références bibliographiques

- ADEME (1995). Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaire urbaines. Angers, ADEME: 209 pp.
- ADEME (1995). Les micropolluants organiques dans les boues résiduaire urbaines. Angers, ADEME: 224 pp.
- ADEME (1996). Valeur fertilisante des boues d'épuration. Angers, ADEME: 186 pp.
- ADEME (2000). Déchets municipaux, les chiffres clés. ADEME: 12 pp.
- ADEME (2001). Approche de la qualité des composts de déchets en France. Paris, ADEME: 136 pp.
- AFNOR (1999). Amendements organiques. Matières fertilisantes et supports de culture. T I : Normalisation (Norme NFU 44-051): 337-342.
- Aggangan, R. T., A. M. O'Connell, et al. (1998). "Fertilizer and previous land use effects on C and N mineralization in soils from Eucalyptus globulus plantations." *Soil Biology & Biochemistry* 30(13): 1791-1798.
- Altieri, M. A. (1999). "The ecological role of biodiversity in agroecosystems." *Agriculture Ecosystems and Environment* 74(n°sp. 1/3 : Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes.): 19-31.
- Alvarez, R., M. E. Russo, et al. (1998). "Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa." *Agronomy Journal* 90(2): 138-143.
- Andriulo, A., B. Mary, et al. (1999). "Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas." *Agronomie* 19(5): 365-377.
- Angers, D. A. et G. R. Mehuis (1989). "Effects of cropping on carbohydrate content and water-stable aggregation of a clay soil." *Canadian Journal of Soil Science* 69(2): 373-380.
- Angers, D. A., N. Samson, et al. (1993). "Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production." *Canadian Journal of Soil Science* 73(1): 51-59.
- Angers, D. A., M. A. Bolinder, et al. (1997). "Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada." *Soil and Tillage Research* 41(3/4): 191-201.
- Angers, D. A. (1998). "Water-stable aggregation of Quebec silty clay soils: some factors controlling its dynamics." *Soil and Tillage Research* 47(n°sp. 1/2 : Proc. World Cong. Soil Science, Montpellier, 20-26/08/98): 91-96.
- Arrouays, D., J. L. Kicin, et al. (1994). "Evolution des stocks de carbone des sols après déforestation : analyse spatio-temporelle à l'échelle d'un paysage pédologique." *Etude et Gestion des Sols* 1(2): 7-15.
- Arrouays, D., W. Deslais, et al. (2001). "The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France." *Soil Use and Management* 17(1): 7-11.
- Arshad, M. A., A. J. Franzluebbers, et al. (1999). "Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada soil." *Soil and Tillage Research* 53(n°sp. 1 : Tillage and soil quality): 41-47.
- Aslam, T., M. A. Choudhary, et al. (1999). "Tillage impacts on soil microbial biomass C, N and P, earthworms and agronomy after two years of cropping following permanent pasture in New Zealand." *Soil and Tillage Research* 51(1/2): 103-111.
- Assman, T., P. Loiseau, et al. (2001). Soil organic matter fractions and the kinetics of inorganic N as affected by previous white clover (*Trifolium repens* L.) content in grassland. 11 th Nitrogen Workshop, Reims, France.
- Badeau, V., E. Dambrine, et al. (1999). "Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique." *Etude et Gestion des Sols* 6: 165-180.
- Baffet, M. (1984). Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols., Université de Limoges.
- Balesdent, J., G. H. Wagner, et al. (1988). "Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance." *Soil Science Society of America Journal* 52: 118-124.
- Balesdent, J., A. Mariotti, et al. (1990). "Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields." *Journal of Soil Science* 41: 587-596.

- Balesdent, J. et M. Balabane (1996). "Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils." *Soil Biology and Biochemistry* 28(9): 1261-1263.
- Balesdent, J. et E. Besnard (1998). "The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence." *Plant and Soil* 201: 49-57.
- Balesdent, J., C. Chenu, et al. (2000). "Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage." *Soil and Tillage Research* 53(n° sp. : Tillage, mineralization and leaching): 215-230.
- Ball, B. C., D. J. Campbell, et al. (2000). "Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in the UK." *Soil and Tillage Research* 57(1/2): 83-91.
- Ballif, J. L. (1994). Ruissellement et compactité d'un sol viticole champenois. Effet de couvertures de compost urbains et d'écorces broyées. Dispositif de Moussy (51). 1985-1994., INRA.
- Barriuso, E., R. Calvet, et al. (1994). Incidence de la simplification du travail du sol sur le comportement des produits phytosanitaires. Simplification du travail du sol. G. Monnier, G. Thévenet and L. B. Paris, INRA Editions. 65: 105-124.
- Baudry, J., R. G. H. Bunce, et al. (2000). "Hedgerows : an international perspective on their origin, function and management." *Journal of Environmental Management* 60(1): 7-22.
- Bauer, A. et A. L. Black (1992). "Organic carbon effects on available water capacity of three soil textural groups." *Soil Science Society of America Journal* 56(1): 248-254.
- Bazin, P. et T. Schmutz (1994). "La mise en place de nos bocages en Europe et leur déclin." *Revue Forestière Française* 46(n.sp.): 115-118.
- Bazzoffi, P., S. Pellegrini, et al. (1998). "The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield." *Soil and Tillage Research* 48(4): 275-286.
- Beare, M. H., P. F. Hendrix, et al. (1994). "Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional-tillage and no-tillage soils." *Soil Science Society of America Journal* 58(3): 777-786.
- Beauchamp, E. G. et R. P. Voroney (1994). "Crop C contribution to the soil with different cropping and livestock systems." *Journal of Soil and Water Conservation* 49(2): 205-209.
- Besnard, E. et C. Chenu (1996). "Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation." *European Journal of Soil Science* 47: 495-503.
- Beyer, L. (1995). "Soils of mound hedges in Schleswig-Holstein. II : Composition and transformation of soil organic matter." *Zeitschrift fuer Pflanzenernahrung and Bodenkunde* 158(3): 279-285.
- Bigorre, F., D. Tessier, et al. (2000). "Contribution des argiles et des matières organiques à la rétention d'eau dans les sols. Signification et rôle fondamental de la capacité d'échange en cations." *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série IIA* 330(4): 245-250.
- Bird, S. B., J. E. Herrick, et al. (2002). "Spatial heterogeneity of aggregate stability and soil carbon in semi-arid rangeland." *Environmental Pollution* 116: 445-455.
- Boiffin, J. et A. Fleury (1974). "Quelques conséquences agronomiques du retournement des prairies permanentes." *Annales Agronomiques* 25: 555-573.
- Boiffin, J., J. Keli-Zagbahi, et al. (1986). "Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : application du modèle de Hénin-Dupuis." *Agronomie* 6: 437-446.
- Boiffin, J. et G. Monnier (1994). Suppression du labour et érosion hydrique dans le contexte agricole français : bilan et possibilités d'application des références disponibles. Simplification du travail du sol. G. Monnier, G. Thévenet et L. B. Paris, INRA Editions. 65: 85-104.
- Boisgontier, D. (1982). "Matière organique, simplification du travail du sol et irrigation." *Perspectives Agricoles* 64: 16-23.
- Bowes, J. (2001). "Modelling soil erosion around buried archeological sites in Lowland Scotland." *Transaction of the Japanese Geomorphological Union* 22(5th Int. Conf. Geomorphology, Tokyo): c 29.
- Bracho, A., M. Contreras, et al. (1999). "Changes in the amount and biodiversity of mesofauna in a degraded ultisol by the application of organic manure." *Revista de la Facultad de Agronomía, Universidad del Zulia* 16: 187-195.

- Brown, S. et A. Lugo (1990). "Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands." *Plant and Soil* 124: 53-64.
- Bruce, J. P., M. Frome, et al. (1998). Carbon sequestration in soils. Soil and Water Conservation Society Workshop, Calgary, Canada.
- Bruce, J. P., M. Frome, et al. (1998). "Carbon sequestration in soils." *Journal of Soil Water Conservation* 54: 382-389.
- Buckerfield, J. C., K. E. Lee, et al. (1997). "Earthworms as indicators of sustainable production in dryland cropping in southern Australia." *Soil Biology and Biochemistry* 29: 547-554.
- Burel, F. (1996). "Hedgerows and their role in agricultural landscapes." *Critical Review in Plant Sciences* 15(2): 169-190.
- Burke, I. C., C. M. Yonker, et al. (1989). "Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils." *Soil Science Society of America Journal* 53: 800-805.
- Buyanovsky, G. A. et G. H. Wagner (1998). "Carbon cycling in cultivated land and its global significance." *Global Change Biology* 4: 131-141.
- Buyanovsky, G. A. et G. H. Wagner (1998). "Changing role of cultivated land in the global carbon cycle." *Biology and Fertility of Soils* 27: 242-245.
- Calvet, R. (1989). "Adsorption of organic chemicals in soils." *Environmental Health Perspectives* 83: 145-177.
- Cambardella, C. A. et E. T. Elliott (1992). "Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence." *Soil Science Society of America Journal* 56: 777-783.
- Cambardella, C. A. et E. T. Elliott (1994). "Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils." *Soil Science Society of America Journal* 58(123-130).
- Cambier, P. et I. Lamy (1998). Différents aspects des interactions entre les matières organiques des sols et les micropolluants minéraux. La matière organique dans les milieux naturels. C. Le Coz, B. Tassin and D. Thévenot. Paris, Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées: 93-106.
- Campbell, C. A., B. G. McConkey, et al. (1995). "Carbon sequestration in a brown chernozem as affected by tillage and rotation." *Canadian Journal of Soil Science* 75: 449-458.
- Campbell, C. A., B. G. McConkey, et al. (1996). "Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured typical haploboroll in southwestern Saskatchewan." *Soil and Tillage Research* 37: 3-14.
- Campbell, C. A., B. G. McConkey, et al. (1996). "Long-term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan." *Canadian Journal of Soil Science* 76: 395-401.
- Campbell, C. A., R. P. Zentner, et al. (2001). "Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan : effect of crop rotations and fertilizers." *Canadian Journal of Soil Science* 80: 179-192.
- Cannel, M. G. R., R. Milne, et al. (1999). "National inventories of terrestrial carbon sources and sinks, the UK experience." *Climate Change* 42.
- Carnet, C. (1978). Etude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne : une approche du rôle du bocage. UER Sciences Biologiques, section Agronomie, Université de Rennes: 235 pp.
- Carter, M. R. (1992). "Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macroaggregate distribution and structural stability of the soil in a humid climate." *Soil and Tillage Research* 23: 361-372.
- Carter, M. R., E. G. Gregorich, et al. (1998). "Organic C and N storage, and organic C fractions, in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada." *Soil and Tillage Research* 47: 253-261.
- Caubel, V. (2001). Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. ENSA, Sciences de l'Environnement. Rennes: 164 pp.
- Chan, K. Y., D. P. Heenan, et al. (2002). "Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management." *Soil and Tillage Research* 63: 133-139.
- Charru, M., J. L. Bochu, et al. (2001). Faisabilité écologique de la valorisation énergétique de la paille en Ile-de-France., Association Solagro.

- Chevallier, T. et M. Voltz (2000). "Spatial and temporal changes of soil C after establishment of a pasture on a long-term cultivated vertisol (Martinique)." *Geoderma* 94: 43-58.
- Cogo, N. P., W. C. Moldenhauer, et al. (1984). "Soil loss reduction from conservation tillage practices." *Soil Science Society of America Journal* 48: 368-373.
- Compton, J. E., R. D. Boone, et al. (1998). "Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts : role of vegetation and land-use history." *Oecologia* 116: 536-542.
- Compton, J. E. et R. D. Boone (2000). "Long-term impacts of agriculture on soil carbon pools and nitrogen dynamics in New England forests." *Ecology* 81: 2314-2330.
- Conant, R. T., K. Paustian, et al. (2001). "Grassland management and conversion into grassland. Effect on soil carbon." *Ecological Applications* 11: 343-355.
- Curtin, D. et H. P. W. Rostad (1997). "Cation exchange capacity and buffer potential of Saskatchewan soils estimated from texture, organic matter and pH." *Canadian Journal of Soil Science* 77: 621-626.
- Dambrine, E. et J. L. Dupouey (2001). Evolution des matières organiques lors de l'évolution vers la forêt des terres abandonnées par l'agriculture., ECOFOR: 20 pp.
- Debaeke, P. et D. Orlando (1994). Simplification du travail du sol et évolution de la flore adventice : conséquences pour le désherbage à l'échelle de la rotation. Simplification du travail du sol. G. Monnier, G. Thévenet and L. B. Paris, INRA Editions. 65: 35-62.
- Degens, B. P., L. A. Schipper, et al. (2000). "Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial communities." *Soil Biology and Biochemistry* 32: 189-196.
- Delas, J. et C. Molot (1983). "Effets de divers amendements organiques sur les rendements du maïs et de la pomme de terre cultivés en sol sableux." *Agronomie* 3: 19-26.
- Delphin, J. E. et A. P. Conesa (1979). "Evolution de la matière organique du sol d'un essai rotations, irrigation, restitution de pailles dans la plaine de la Hardt. I : Etat des réserves organiques." *Annales Agronomiques* 30(2): 167-178.
- Demonet, M. (1987). Tableau de l'agriculture française au milieu du 19e siècle. Paris, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales.
- Diaz, E., A. Roldan, et al. (1994). "Formation of stable aggregates in degraded soil by amendement with urban refuse and peat." *Geoderma* 63: 277-288.
- Dick, W. A., R. L. Blevins, et al. (1998). "Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern Corn Belt." *Soil and Tillage Research* 47: 235-244.
- DRAF (1997). Les haies de Bretagne : enquête statistique, application à un diagnostic de leurs rôles., Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt, Institut pour le développement forestier.: 110 pp.
- Duiker, S. W. et R. Lal (1999). "Crop residue and tillage effects on C sequestration in a luvisol in central Ohio." *Soil and Tillage Research* 52: 73-81.
- Edwards, L., J. R. Burney, et al. (2000). "Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada." *Agriculture Ecosystems and Environment* 81(3): 217-222.
- Elzein, A. et J. Balesdent (1995). "A mechanistic simulation of the vertical distribution of carbon concentrations and residence time in soils." *Soil Science Society of America Journal* 59: 1328-1335.
- Fardeau, J. C., G. Guiraud, et al. (1988). "Taux net annuel de minéralisation de la matière organique des sols de grande culture de Beauce. Conséquences pour l'azote." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 74(8): 61-70.
- Fortun, A. et R. Tomas (1996). "Effect of bituminous materials on soil aggregation." *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 161-168.
- Franck, A. B. (2002). "Carbon dioxide fluxes over a grazed prairie and seeded pasture in the Northern Great plains." *Environmental Pollution* 116: 397-403.
- Franzluebbers, A. J., F. M. Hons, et al. (1998). "In situ and potential CO₂ evolution from a fluventic ustochrept in southcentral Texas as affected by tillage and cropping intensity." *Soil and Tillage Research* 47: 303-308.

- Franzluebbers, A. J., J. A. Stuedemann, et al. (2000). "Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont, USA." *Soil Biology and Biochemistry* 32: 469-478.
- Fullen, M. A. (1998). "Effects of grass ley set-aside on runoff, erosion and organic matter levels in sandy soils in east Shropshire, UK." *Soil and Tillage Research* 46(1): 41-49.
- Fuller, L. G., T. B. Goh, et al. (1995). "Cultivation effects on dispersible clay of soil aggregates." *Canadian Journal of Soil Science* 75: 101-107.
- Gabrielle, B., A. Cardoso, et al. (2002). "Modelling the effect of tillage practices on soil organic matter dynamics based on a physical separate." Soumis.
- Gallien, E., Y. Le Bissonnais, et al. (1995). "Influence des couverts végétaux de jachère sur le ruissellement et l'érosion en sol limoneux cultivé." *Cahiers Agricultures* 4: 171-183.
- Garten, C. T. et S. D. Wullschleger (2000). "Soil carbon dynamics beneath switchgrass as indicated by stable isotope analysis." *Journal of Environmental Quality* 29: 645-653.
- Gasser, M. O., A. N'dayegamiye, et al. (1995). "Short term effects of crop rotations and wood residue amendment on potato yields and soil properties of a sandy loam soil." *Canadian Journal of Soil Science* 75: 385-390.
- Gerzabek, M. H., F. Pichlmayer, et al. (1997). "The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden." *European Journal of Soil Science* 48: 273-282.
- Gerzabek, M. H., G. Haberhauer, et al. (2001). "Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundances in particle size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments." *Soil Science Society of America Journal* 65: 352-358.
- GIEC (2000). *Land use, land-use change and forestry. (LULUCF)*. Cambridge University Press, U.K., OMM.
- Golchin, A., J. M. Oades, et al. (1994). "Soil structure and carbon cycling." *Australian Journal of Soil Research* 32: 1043-1068.
- Gomez, E., V. Bisaro, et al. (2000). "Potential C-source utilization patterns of bacterial communities as influenced by clearing and land use in a vertic soil of Argentina." *Applied Soil Ecology* 15(3): 273-281.
- Gregorich, E. G. et B. H. Ellert (1996). "Fertilization effects on soil organic matter turnover and corn residue storage." *Soil Science Society of America Journal* 60: 472-476.
- Gregorich, E. G., C. F. Drury, et al. (2001). "Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation." *Canadian Journal of Soil Science* 81: 21-31.
- Guérif, J. et A. Faure (1979). "Rôle de la matière organique sur le comportement de sols au compactage. I- Etude statistique." *Annales Agronomiques* 30: 387-399.
- Guérif, J. (1994). *Influence de la simplification du travail du sol sur l'état structural des horizons de surface : conséquences sur leurs propriétés physiques et leur comportement mécanique. Simplification du travail du sol*. G. Monnier, G. Thévenet and B. Lesaffre. Paris, INRA Editions. 65: 13-33.
- Guidi, G., A. Pera, et al. (1988). "Variations of soil structure and microbial population in a compost amended soil." *Plant and Soil* 106: 113-119.
- Gupta, S. C., E. C. Schneider, et al. (1987). "Influence of corn residue on compression and compaction behavior of soils." *Soil Science Society of America Journal* 51: 207-212.
- Hao, X., C. C. Chang, et al. (2001). "Tillage and crop sequence effects on organic carbon and total nitrogen content in an irrigated Alberta soil." *Soil and Tillage Research* 62: 167-169.
- Hassink, J. et J. J. Neeteson (1991). "Effect of grassland management on the amounts of soil organic N and C." *Netherlands Journal of Agricultural Science* 39: 225-236.
- Haynes, R. J., R. S. Swift, et al. (1991). "Influence of mixed cropping rotations (pasture -arable) on organic matter content, stable aggregation and clod porosity in a group of soils." *Soil and Tillage Research* 19: 77-87.
- Haynes, R. J. et P. H. Williams (1993). "Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem." *Advances in Agronomy* 49: 119-199.

- Haynes, R. J. (1997). Impact of management practices on nutrient cycling. *Soil Biota Management in Sustainable Farming Systems*. C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta and P. R. Grace. Victoria, CSIRO: 172-181.
- Haynes, R. J. et R. Tregurtha (1999). "Effects of increasing periods under intensive arable vegetable production on biological, chemical and physical indices of soil quality." *Biology and Fertility of Soils* 28: 259-266.
- Hendrix, P. F., A. J. Franzluebbers, et al. (1998). "Management effects on C accumulation and loss in soils of the southern Appalachian Piedmont of Georgia." *Soil and Tillage Research* 47: 435-451.
- Hénin, S. et D. M. (1945). "Essai de bilan de la matière organique du sol." *Annales Agronomiques* 15: 17-29.
- Hien, E. (2001). Dynamique de la matière organique d'un lixisol plinthique sous l'effet de la mise en culture et des pratiques culturales (S.O. du Burkina Faso). CIRAD Science du Sol
- INRA. Montpellier: 20 pp.**
- Hopkins, D. W., J. A. Chudek, et al. (1993). "Chemical characterization and decomposition of organic matter from two contrasting grassland soils." *Journal of Soil Science* 44: 147-157.
- Houot, S., C. Francou, et al. (2002). "Gestion de la maturité des composts : conséquence sur leur valeur amendante et la disponibilité de leur azote (1ère partie)." *Echo-MO(34)*: 3-4.
- Houot, S., D. Clergeot, et al. (2002). Agronomic value and environmental impacts of urban composts used in agriculture. *Microbiology of composting*. H. Insam, N. Riddech and S. Klammer. Berlin, Springer-Verlag: 457-472.
- IFEN (2002). Les chiffres-clés de l'environnement en France.
- IFN (1988). Inventaire Forestier National. Méthodes et procédures.
- Ihori, T., I. C. Burke, et al. (1995). "Nitrogen mineralization in native, cultivated and abandoned fields in shortgrass steppe." *Plant and Soil* 171: 203-208.
- Illera, V., I. Walter, et al. (1999). "Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil." *Agrochimica* 43(3): 178-186.
- INRA, ENSA, et al. (1976). Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde CNRS.
- Jambert, C. et R. Delmas (1993). "Effet de la fertilisation azotée sur l'émission de composés azotés gazeux dans le système maïsiculture-pinède des Landes de Gascogne." *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* 316: 623-627.
- Jastrow, J. D. (1996). "Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter." *Soil Biology and Biochemistry* 28: 665-676.
- Jenkinson, D. S. et J. H. Rayner (1977). "The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments." *Soil Science* 123: 298-305.
- Jolivet, C., D. Arrouays, et al. (1997). "Soil organic carbon dynamics in forested spodosols converted to maize cropping." *Plant and Soil* 191: 225-231.
- Jolivet, C. (2000). Le carbone organique des sols de Landes de Gascogne. Dijon, Université de Bourgogne: 313 pp.
- Kang, B. T., F. K. Salako, et al. (1998). Effect of tillage and woody hedgerows in alley cropping on the productivity of an alfisol. *Soils of tropical forest ecosystems : characteristics, ecology and management*. Berlin, Germany, Springer-Verlag: 144-149.
- Kern, J. S. et M. G. Johnson (1993). "Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels." *Soil Science Society of America Journal* 57: 200-210.
- Khaleel, R., K. R. Redoy, et al. (1981). "Changes in soil physical properties due to organic waste applications : a review." *Journal of Environmental Quality* 10: 133-141.
- Knops, J. M. H. et D. Tilman (2000). "Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment." *Ecology* 81: 88-98.
- Koerner, W., J. L. Dupouey, et al. (1997). "Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forests in the Vosges Mountains, France." *Journal of Ecology* 85: 351-358.

- Kuppers, M. (1985). "Carbon relations and competition between woody species in a Central European hedgerow. IV : Growth form and partitioning." *Oecologia* 66(3): 343-352.
- Lal, R. (1989). "Agroforestry systems and soil surface management of a tropical alfisol. III : Changes in soil chemical properties." *Agroforestry Systems* 8: 97-111.
- Lal, R. (1989). "Agroforestry systems and soil surface management of a tropical alfisol. IV : Effects on soil physical and mechanical properties." *Agroforestry Systems* 8: 197-215.
- Lal, R. et J. P. Bruce (1999). "The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect." *Environmental Science and Policy* 2: 177-185.
- Lamb, J. A., G. A. Peterson, et al. (1985). "Wheat fallow tillage systems' effect on a newly cultivated grassland soils' nitrogen budget." *Soil Science Society of America Journal* 49: 352-356.
- Larney, F. J., E. Bremer, et al. (1997). "Changes in total, mineralizable and light fraction soil organic matter with cropping and tillage intensities in semiarid southern Alberta, Canada." *Soil and Tillage Research* 42: 223-240.
- Layer, B. (2000). Effets du système haie/talus sur l'organisation des horizons et les stocks de carbone dans les versants du Massif Armoricaïn. ENSAR, Sciences du sol: 20 pp.
- Le Bissonnais, Y. et D. Arrouays (1997). "Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents." *European Journal of Soil Science* 48: 39-48.
- Le Bohec, J., D. Berry, et al. (1999). "Amendements organiques : pourrait-on les juger ?" *Infos-CTIFL* 151: 32-35.
- Le Goff-Guillou, I., J. Marsault, et al. (2000). "Impacts de l'enherbement sur le fonctionnement de la vigne, la composition des moûts, les durées de fermentation et la qualité des vins." *Progrès Agricole et Viticole* 117(5): 103-110.
- Le Villio, M., D. Arrouays, et al. (2001). "Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaires pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné." *Etude et Gestion des Sols* 8(1): 47-63.
- Leblay, V. (2000). Séquestration du carbone et pratiques agroforestières dans les oxisols du Kenya ouest. ENSA, Génie de l'Environnement
- ICRAF. Rennes**
- Nairobi: 16 pp.**
- Lecain, D. R., J. A. Morgan, et al. (2000). "Carbon exchange rates in grazed and ungrazed pastures of Wyoming." *Journal of Range Management* 53: 199-206.
- Leclerc, B. (2001). Guide des matières organiques. T.1, ITAB: 238 pp.
- Lefevre, J. C. (1985). Des arbres et des hommes. Le bocage, la haie, le bois, communications et débats., Ministère de l'Agriculture: 58-60.
- Lemaître, A., R. Chaussod, et al. (1995). "An attempt to determine a pool of labile organic matter associated with the soil microbial biomass." *European Journal of Soil Biology* 3: 121-125.
- Liang, B. C., E. G. Gregorich, et al. (1998). "Retention and turnover of corn residue carbon in some eastern canadian soils." *Soil Science Society of America Journal* 62: 1361-1366.
- Linères, M. et J. L. Djakovitch (1993). Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. *Matières organiques et agricultures*. J. Decroux and J. C. Ignazi, Gemas-Comifer: 159-168.
- Loiseau, P. et C. Grignani (1991). "Etats de l'azote organique et devenir de l'azote apporté sous les prairies de moyenne montagne." *Agronomie* 11.
- Loiseau, P., J. F. Soussana, et al. (1996). "Evolution des stocks de matières organiques sous prairies : quantification, évolution, modélisation." *Les Dossiers de l'Environnement INRA* 10(N° sp. : Agriculture et gaz à effet de serre): 57-77.

- Lubet, E. et C. Juste (1979). "Effet de l'introduction d'une prairie temporaire, d'un engrais vert et de l'exportation des résidus de récolte sur les monocultures de maïs implantées dans les sols sablo-limoneux du Sud des Landes." *Comptes-Rendus des Séances de l'Académie d'Agriculture de France* 65(4): 295-306.
- Ludwig (2002). "Stabilization of maize-derived C in a sandy haplic phaeozem in a long-term maize experiment : analytical data and modelling." *European Journal of Soil Science* sous presse.
- Mahli, S. S., M. Nyborg, et al. (1997). "Increasing organic C and N in soil under bromegrass with long-term fertilization." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49: 255-260.
- Mann, K. (1986). "Change in soil carbon storage after cultivation." *Soil Science* 142: 279-288.
- Mary, B. et J. Guérif (1994). "Intérêt et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol." *Cahiers Agricultures* 3(4): 247-257.
- Mary, B., S. Recous, et al. (1996). "Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil." *Plant and Soil* 181: 71-82.
- Mele, P. M. et M. R. Carter (1999). "Impact of crop management factors in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia." *Soil and Tillage Research* 50: 1-10.
- Mette, R. et B. Sattlemacher (1994). Root and nitrogen dynamics in the hedgerow-field interface. Consequences for land use management. *Agroforestry and land use change in industrialised nations*. Berlin, Humbolt University: 275-284.
- Mérot, P. (1978). *Bocage : sols et eau. Tome 1 : le bocage en Bretagne granitique, une approche de la circulation des eaux*. Université de Rennes: 199 pp.
- Mérot, P. et P. Bruneau (1993). "Sensitivity of bocage landscapes to surfaces run-off : application of the Kirkby index." *Hydrological Processes* 7: 167-173.
- Mérot, P. et S. Reyne (1995). "Rôle hydrologique et géochimique des structures linéaires boisées." *Etudes et Recherche Systèmes Agraires et Développement* 29: 83-100.
- Mérot, P. (1999). "The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate." *Agronomie* 19: 655-669.
- Ministère de l'Agriculture (1999). "Statistique agricole annuelle. Résultats 1998." *Agreste - Données Chiffrées Agriculture* 115(février).
- Molina, J. A. E., A. Hadas, et al. (1990). "Computer simulation of nitrogen turnover in soil and priming effect." *Soil Biology and Biochemistry* 22(3): 349-353.
- Monnier, G., G. Thévenet, et al. (1994). "Simplification du travail du sol." *Les Colloques de l'INRA* 65: 172 pp.
- Morel, R., C. Chabouis, et al. (1981). "Evolution des taux d'azote et de carbone organique dans un sol nu après 15 ans d'enfouissement de paille sous différentes conditions." *Agronomie* 1: 7-17.
- Morel, R., T. Lasnier, et al. (1984). *Les essais de fertilisation de longue durée de la station agronomique de Grignon*. Paris-Grignon, INRA-INAPG: 336 pp.
- Morlat, R., A. Jacquet, et al. (1993). "Principaux effets de l'enherbement permanent contrôlé du sol dans un essai de longue durée en Anjou." *Progrès Agricole et Viticole* 110(19): 406-410.
- N'dayegamiye, A. et D. A. Angers (1993). "Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a sandy loam soil after 9 years of wood-residue applications." *Canadian Journal of Soil Science* 73: 115-122.
- Niklaus, P. A., M. Wohlfender, et al. (2001). "Effect of six years atmospheric CO₂ enrichment on plant, soil and soil microbial C of a calcareous grassland." *Plant and Soil* 233: 189-202.
- Nyborg, M., M. Molina-Ayala, et al. (1997). *Carbon storage in grassland soils as related to N and S fertilizers. Management of carbon sequestration in soil*. R. Lal. New York, CRC Press: 421-432.
- Nye, P. H. et D. J. Greenland (1964). "Changes in soil after clearing tropical forest." *Plant and Soil* 21: 101-112.
- Nys, C., J. L. Dupouey, et al. (1995). "Cycle du carbone dans l'écosystème forestier : impact du milieu et de la sylviculture sur les immobilisations et les flux." *Dossiers de l'Environnement de l'INRA* 10(N° sp. : Agriculture et gaz à effet de serre): 49-55.

- O'Brien, B. J. et J. D. Stout (1978). "Movements and turnover of soil organic matter as indicated by carbon isotopes measurements." *Soil Biology and Biochemistry* 10: 309-317.
- Oades, J. M. (1995). An overview of processes affecting the cycling of organic carbon in soils. The role of non-living organic matter in the earth's carbon cycle. R. G. Zepp and C. Sonntag. New York, USA, John Wiley and Sons: 293-303.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, et al. (1987). "Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands." *Soil Science Society of America Journal* 51: 1173-1179.
- Paustian, K., W. J. Parton, et al. (1992). "Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots." *Soil Science Society of America Journal* 56: 476-488.
- Paustian, K., J. Six, et al. (2000). "Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils." *Biogeochemistry* 48: 147-163.
- Peres, G., D. Cluzeau, et al. (1998). "Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems." *Biology and Fertility of Soils* 27(4): 417-424.
- Persson, J. et H. Kirchmann (1994). "Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures." *Agriculture Ecosystems and Environment* 51: 249-255.
- Plénet, D., E. Lubet, et al. (1993). "Evolution à long terme du statut carboné du sol en monoculture non irriguée du maïs (*Zea mays* L)." *Agronomie* 13: 685-698.
- Post, W. M. et K. C. Kwon (2000). "Soil carbon sequestration and land-use change : processes and potential." *Global Change Biology* 6(3): 317-327.
- Potter, K. N., O. R. Jones, et al. (1997). "Crop rotation and tillage effects on organic carbon sequestration in the semiarid southern great plains." *Soil Science* 162: 140-147.
- Potter, K. N., H. A. Torbert, et al. (1998). "Distribution and amount of soil organic C in long-term management systems in Texas." *Soil and Tillage Research* 47: 309-321.
- Potter, K. N., H. A. Torbert, et al. (1999). "Carbon storage after long-term grass establishment on degraded soils." *Soil Science* 164: 718-725.
- Powlson, D. S. et A. E. Johnston (1994). Long-term field experiments : their importance in understanding sustainable land use. Soil resilience and sustainable land use. D. J. Greenland and I. Szabolcs, CAB International: 367-394.
- Powlson, D. S., P. Smith, et al. (1998). "A European network on long-term sites for studies on soil organic matter." *Soil and Tillage Research* 47: 263-274.
- Rao, I. M. et M. A. Ayarza (1994). "The use of carbon isotope ratios to evaluate legume contribution to soil enhancement in tropical pastures." *Plant and Soil* 162: 177-182.
- Rasmussen, P. E. et H. P. Collins (1991). "Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions." *Advances in Agronomy* 45: 93-134.
- Rasmussen, P. E. et W. J. Parton (1994). "Long-term effects of crop management in wheat-fallow. II : inputs, yield, and soil organic matter." *Soil Science Society of America Journal* 58: 523-530.
- Rasmussen, P. E., K. Goulding, et al. (1998). "Long-term agroecosystem experiments : assessing agricultural sustainability and global change." *Science* 282: 893-896.
- Rasmussen, P. E., S. L. Albrecht, et al. (1998). "Soil C and N changes under tillage and cropping systems in semi-arid Pacific Northwest agriculture." *Soil and Tillage Research* 47: 197-205.
- Reeder, J. D., G. E. Schuman, et al. (1998). "Soil C and N changes on conservation reserve program lands in the Central Great Plains." *Soil and Tillage Research* 47: 339-349.
- Reeder, J. D. et G. E. Schuman (2002). "Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands." *Environmental Pollution* 116: 457-463.
- Reeves, M. et R. Lal (1997). "Soil nitrogen and carbon response to maize cropping system, nitrogen source, and tillage." *Soil Science Society of America Journal* 61: 1387-1392.
- Rémy, J. C. et A. Marin-Lafleche (1976). "L'entretien organique des terres. Coût d'une politique de l'humus." *Entreprises Agricoles*(Novembre): 63-67.

- Richter, D. D., D. Markewitz, et al. (1999). "Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest." *Nature* 400: 56-58.
- Riedo, M., D. Gyalistras, et al. (2000). "Net primary production and carbon stocks in differently managed grasslands : simulation of site-specific sensitivity to an increase in atmospheric CO₂ and to climate change." *Ecological Modelling* 134: 207-227.
- Robertson, G. P. et P. M. Vitousek (1981). "Nitrification potentials in primary and secondary successions." *Ecology* 62: 376-386.
- Robin, D. (1997). "Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organo-minéraux." *Agronomie* 17: 157-171.
- Robles, M. D. et I. C. Burke (1998). "Soil organic matter recovery on Conservation Reserve Program fields in southeastern Wyoming." *Soil Science Society of America Journal* 62: 725-730.
- Ross, D. J., K. R. Tate, et al. (1999). "Land-use change : effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems." *Soil Biology and Biochemistry* 31: 803-813.
- Sainju, U. M., B. P. Singh, et al. (2002). "Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA." *Soil and Tillage Research* 63: 167-179.
- Schlesinger, W. H. (1999). "Carbon sequestration in soils." *Science* 284: 2095.
- Schmutz, T. (1994). "Quinze ans de replantation en France." *Revue Forestière Française*(n.sp. 46): 119-124.
- Sébillotte, M., S. Allain, et al. (1993). "La jachère et ses fonctions agronomiques et environnementales. Diagnostic actuel." *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 20: 11-22.
- Shiralipour, A., D. B. McConnell, et al. (1992). "Physical and chemical properties of soils as affected by municipal solid waste compost application." *Biomass and Bioenergy* 3(3): 261-266.
- Six, J., A. Carpentier, et al. (2001). "Impact of elevated CO₂ on soil organic matter as related to changes in aggregate turn-over and residue quality." *Plant and Soil* 234: 27-36.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1997). "Potential for carbon sequestration in European soils : preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments." *Global Change Biology* 3: 67-79.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1998). Opportunities and limitations for C sequestration in European agricultural soils through changes in management. Management of carbon sequestration in soil. R. e. a. Lal. Boca Raton, FL, USA, CRC Press: 143-152.
- Smith, P., R. Milne, et al. (2000). "Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land." *Soil Use and Management* 16: 293-295.
- Smith, A., K. Brown, et al. (2001). Waste management options and climate change., European Commission, DG Environment: 204 pp.
- Smolander, A., V. Kitunen, et al. (1996). "Decomposition of Norway spruce and Scots pine needles : effect of liming." *Plant and Soil* 179: 1-7.
- Sun, H. G. et F. J. Larney (1995). "Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown Chernozem." *Canadian Journal of Soil Science* 75: 319-325.
- Taboada, M. A., F. G. Micucci, et al. (1998). "Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of Rolling Pampa of Argentina." *Soil and Tillage Research* 49: 57-63.
- Tate, K. R., A. Parshotam, et al. (1995). "Soil carbon storage and turnover in temperate forest and grasslands. A New Zealand perspective." *Journal of Biogeography* 22: 695-700.
- Thornley, J. H. M., D. Fowler, et al. (1991). "Terrestrial carbon storage resulting from CO₂ and nitrogen fertilization in temperate grasslands." *Plant Cell and Environment* 4: 1007-1011.
- Walter, C., T. Bouedo, et al. (1995). Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995. Rennes, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie: 30 pp.

- Walter, C., C. Schwartz, et al. (1997). "Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. II. Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés." *Etude et Gestion des Sols* 4(3): 205-219.
- Walter, C., P. Mérot, et al. (2002). "The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes." *Soil Use and Management* accepté.
- Wander, M. M., M. G. Bidart, et al. (1998). "Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils." *Soil Science Society of America Journal* 62: 1704-1711.
- Wedin, D. A. et D. Tilman (1996). "Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands." *Science* 274: 1720-1723.
- Weill, A. N., C. R. De Kimpe, et al. (1989). "Effect of tillage reduction and fertilizer on soil macro- and micro-aggregates." *Canadian Journal of Soil Science* 68: 489-500.
- Wilson, B. R., A. J. Moffat, et al. (1997). "The nature of three ancient woodland soils in southern England." *Journal of Biogeography* 24: 633-646.
- Wood, C. W., D. G. Westfall, et al. (1991). "Soil carbon and nitrogen on initiation of no-till cropping systems." *Soil Science Society of America Journal* 55: 470-476.
- Wylleman, R. (1999). *Caractérisation et modélisation de l'évolution des stocks de matière organique des sols de grande culture en Picardie.*, INRA Laon: 87 pp.
- Wylleman, R., B. Mary, et al. (2001). "Evolution des stocks de matière organique dans les sols de grande culture : analyse et modélisation." *Perspectives Agricoles* 206: 16-19.
- Zak, D. R. et D. F. Grigalet (1990). "Carbon and nitrogen cycling during old-field succession : constraints on plant and microbial biomass." *Biogeochemistry* 11: 111-129.
- Zebarth, B. J., G. H. Nielsen, et al. (1999). "Influence of organic waste amendments on selected soil physical and chemical properties." *Canadian Journal of Soil Science* 79(3): 501-504.

Partie 4.

Evaluation du potentiel national de stockage

Responsable : Dominique Arrouays

Auteurs : Dominique Arrouays, Jérôme Balesdent, Guy Richard, Jean Roger-Estrade, Nicolas Saby, Sabine Houot, Laurence Guichard, Marie-Françoise Slak, Jean-François Soussana, Pierre Loiseau, Bruno Mary, Claire Chenu

Dans la partie qui précède, plusieurs types de pratiques stockantes ont été évaluées sur la base de leur effet sur l'augmentation du stock de carbone dans les sols cultivés. Elles relèvent pour partie de l'article 3.3 du protocole de Kyoto (Reforestation, Afforestation et Déforestation), pour partie de l'article 3.4, qui concerne un large éventail d'activités, classées en trois groupes dans le rapport de l'IPCC (introduction à la quatrième partie, tableau 4.1) : (a) changement d'utilisation des terres, (b) accroissement du carbone stocké dans les bois récoltés et (c) modification des pratiques culturales dans les terres labourables.

Dans cette quatrième partie, nous évaluerons tout d'abord les contraintes agronomiques liées à l'adoption de pratiques culturales stockantes et, lorsque cela sera possible, leur domaine d'application potentiel (chapitre 4.1). Nous traiterons ensuite de l'évaluation nationale du potentiel de stockage de carbone dans les sols agricoles (chapitre 4.2). La comparaison avec les stratégies dites d'"éviterment" (cultures énergétiques, utilisation des pailles comme énergie, biocarburants) ne sera pas reprise ici (elle est traitée dans le § 2.2.2.3). Après avoir montré la tendance actuelle, nous simulerons l'effet des principales hypothèses de changements d'occupation ou de pratiques définis au chapitre 3. Nous envisagerons ensuite les techniques permettant le contrôle de l'application de ces activités et de leur stockage additionnel (chapitre 4.3).

4.1. Pratiques stockantes : contraintes agronomiques et domaine d'application

(G. Richard, J. Roger-Estrade, B. Mary, S. Houot, L. Guichard, J.F. Soussana, P. Loiseau, C. Chenu, D. Arrouays, N. Saby)

L'objet principal de cette partie est d'identifier les contraintes qui peuvent représenter un frein à l'insertion des pratiques stockantes dans les systèmes de culture et d'élevage existants. Nous n'aborderons que les modifications des pratiques culturales concernant les terres labourables, les vignes et les vergers, sans changement fondamental du mode d'utilisation de ces surfaces. En ce qui concerne les exploitations d'élevage, nous montrerons que les modifications de pratiques culturales (prairies temporaires et permanentes, chapitre 4.1.4) ne peuvent pas être conçues indépendamment des systèmes d'élevage. Enfin, l'amélioration de la conduite des rizières, qui revêt une importance considérable dans certaines régions du monde, ne concerne, en France, qu'une trop faible part du territoire pour que les gains attendus soient significatifs.

Les pratiques concernées peuvent être classées en trois groupes et sont susceptibles d'être combinées au sein de systèmes de cultures dans un objectif de maximisation du stockage du carbone :

. Apports de produits organiques d'origine urbaine ou industrielle : alternative à l'incinération (sans récupération d'énergie), la valorisation de ces produits en agriculture permettrait non seulement d'accroître le stock de carbone dans les sols, mais représente également une source d'éléments minéraux (azote, phosphore, potassium) qui pourrait réduire l'utilisation d'engrais de synthèse, coûteux en énergie fossile.

. **Accroissement de la capacité des terres labourables à fixer du carbone.** Nous considérerons :

- la mise en place de **cultures intermédiaires** durant les périodes d'interculture longue (entre la récolte de cultures d'été et le semis de cultures de printemps par exemple). Cette pratique, qui permet d'augmenter la durée globale de photosynthèse sur la parcelle, présente par ailleurs l'avantage de réduire les risques d'érosion et de contribuer au piégeage des nitrates pendant la phase de lessivage hivernal ;
- l'installation de **cultures intercalaires** dans les plantations pérennes (vergers et vignobles). Là encore, cette mesure présente l'intérêt de contribuer non seulement au piégeage du carbone, mais également à la maîtrise de l'érosion hydrique.

. **Changement du mode de travail du sol et d'implantation des cultures,** pour augmenter le coefficient d'humification des résidus de culture et/ou diminuer le coefficient de minéralisation. C'est ici de la suppression du labour et de son remplacement par des formes simplifiées de travail du sol ou le semis direct dont il sera question. Cette solution présente par ailleurs l'intérêt de réduire la consommation d'énergie fossile en supprimant une opération qui demande un effort de traction important.

4.1.1. Apports de produits organiques d'origine urbaine ou industrielle

(S. Houot, J. Balesdent, C. Chenu, G. Richard, J. Roger-Estrade, L. Guichard, D. Arrouays)

La production annuelle de déchets urbains représente 55 millions de tonnes. La part valorisable sous forme d'amendement organique comprend essentiellement la fraction organique des ordures ménagères, les déchets verts et les boues de station d'épuration. Il faut distinguer les produits pouvant véritablement contribuer au stockage du carbone, qui sont ceux **répondant aux critères normatifs des amendements organiques**, des autres déchets urbains (boues de station d'épuration non compostées principalement).

Concernant ces autres déchets urbains, outre leur très faible apport en carbone, de récentes études (Thorette et Schwartz, 2001) montrent que les surfaces disponibles à l'épandage sont très restreintes dans les zones les plus fortement urbanisées (particulièrement en Ile-de-France et dans les départements du Nord) ainsi que dans les massifs montagneux (quart Sud-Est, Vosges, Pyrénées). Les contraintes à l'épandage sont également particulièrement fortes pour certains types de sol et en particulier dans les formations sableuses (Landes, Sologne) et dans les massifs anciens constitués de roches granitiques ainsi que dans leurs piémonts (Massif Central, Massif Armoricaïn, Vosges). Le potentiel de sols aptes à l'épandage est donc très inégalement réparti sur le territoire et fréquemment dissocié des zones de production. Ce constat et la faible quantité de C en jeu, conduit à considérer les activités d'épandage des déchets ne répondant pas aux critères normatifs d'amendement organique comme peu réalistes en terme d'augmentation potentielle significative du carbone dans les sols du territoire.

Dans ce qui suit, nous ferons donc essentiellement référence aux produits **répondant aux critères normatifs des amendements organiques** : il s'agit des composts (norme NFU 44-051, AFNOR, 1999), auxquels on peut adjoindre les boues de station d'épuration compostées, pour lesquelles une norme (NFU 44-095) est en cours d'élaboration. Leur valorisation agricole se heurte à un certain nombre de freins.

• **Les freins au développement de la valorisation agricole des produits organiques urbains et industriels**

Le premier frein est d'ordre psychologique : les agriculteurs sont réticents à utiliser ce type d'amendement pour des raisons d'image. Ceci est dû en partie à la suspicion qui pèse sur les déchets urbains et industriels du fait, principalement, de la présence de divers polluants : micropolluants organiques, éléments traces métalliques (Bourgeois et al., 2001 ; Houot et al., 2002), agents pathogènes. Le risque, en particulier pour ce qui concerne les éléments traces métalliques (ETM), ne doit cependant pas être surestimé. Le tableau 4-1 présente la teneur moyenne en ETM de différents types d'amendements. On constate que, si la concentration en certains éléments (Mercure, Sélénium) dans les boues ou les composts est supérieure à celle de tous les autres produits, elle peut également être du même ordre de grandeur (cas du Zinc entre compost de boue et super 45, du cuivre entre boue de station d'épuration et lisier), voire nettement inférieure (cas du Cuivre entre compost et lisier). On observe également que le fait de composter les boues de station d'épuration abaisse nettement leur teneur en ETM. Les études les plus récentes (SYPREA, 2000 ; ADEME, 2001) confirment d'ailleurs les faibles concentrations dans les composts et la baisse des teneurs en ETM des boues de station d'épuration.

Nature de l'apport	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Boues de station d'épuration	2,5	50	330	2,3	40	90	10	800
Composts de boues de station d'épuration	1,6	50	152	2,2	25	61	nd	404
Composts végétaux	1,4	46	51	0,5	22	87	nd	186
Engrais phosphaté (super 45)	48	230	35	*	*	2,5	*	380
Engrais azoté (Ammonitrate)	0,5	7	0,5	*	*	0,2	*	0,8
Engrais potassique (KCl)	*	11	5	*	*	*	*	11
Fumier de bovin	0,7	11	28	*	21	10	*	150
Lisier de porc	0,3	18	300	*	14	12	*	700

*= traces; nd = non disponible.

Tableau 4-1. Exemples de teneur moyenne en éléments traces métalliques (ETM) de divers engrais et amendements, en g/t de MS. Sources : ADEME, 2000, 2001 (synthèses des sources ADEME, BNAME, ATV, ITCF, ACTA, MAP).

Ceci étant, pour certaines cultures (légumes frais ou de conserve sous contrat par exemple), le risque est réel d'exclure certaines parcelles de la production si celles-ci ont fait un jour l'objet d'un épandage de ce type de produit. Les cahiers des charges étant évolutifs et la réglementation tendant à se durcir plutôt qu'à s'assouplir, les agriculteurs ont logiquement tendance à faire jouer le principe de précaution.

Si elle permet d'économiser sur les éléments minéraux (et donc de diminuer le coût énergétique attaché à leur production), l'utilisation de produits organiques rend plus difficile (mais pas impossible) la gestion de la fertilisation des cultures. La composition des produits apportés est fluctuante et l'équilibre des apports entre azote, phosphore et potassium est délicat à réaliser. Mais c'est principalement la maîtrise de la fertilisation azotée qui est en cause, du fait de l'incertitude sur la cinétique de minéralisation de la matière organique apportée. Dans le cas des composts, la minéralisation à court terme de l'azote est en général très faible et pratiquement négligeable l'année de l'apport (Houot et al., 2002). C'est alors plutôt la gestion à long terme des arrière-effets (minéralisation les années suivantes) de ces épandages qui est difficile. Cela peut poser problème dès lors qu'il s'agit d'atteindre un objectif de qualité des produits récoltés qui dépend de la nutrition azotée

(teneur en protéine des blés panifiables ou de l'orge de brasserie, teneur en nitrate de certains légumes, qualité des jus de betterave sucrière...). Les cultures les plus propices à la pratique de ce type de fertilisation sont donc celles pour lesquelles la minéralisation en cours de culture ne représente pas un danger pour la maîtrise de la qualité du produit (blé fourrager, maïs, colza, tournesol...).

Reste le problème de la maîtrise du stock d'azote minéral après récolte. Il apparaît fortement recommandable de combiner valorisation agricole des déchets et implantation d'une culture piège à nitrate durant l'interculture, si celle-ci doit être longue (*cf. infra*).

Enfin, les produits organiques de type compost ne présentent pas de contraintes d'épandage (comme les boues de station d'épuration non compostées par exemple). A part la lourdeur de l'opération d'épandage elle-même¹, il n'y a pas de contrainte particulière à leur utilisation en terme de calendrier de travail.

- **Types de sols sur lesquels pratiquer l'épandage**

Le choix de l'utilisation de cette ressource rare doit privilégier les sols instables (du fait de leur constitution et/ou de leur faible teneur en matières organiques) où les risques d'érosion sont élevés, et situés à proximité des centres de production (pour réduire le coût énergétique du transport). La figure 4-1 (Le Villio et al., 2001) localise les surfaces où le risque érosif est important et associé à une faible teneur en carbone. Les surfaces où l'épandage présente un intérêt potentiel sont principalement localisées dans le nord du grand bassin parisien. Il faut noter que, dans beaucoup de ces régions, l'élevage a disparu et ce type de produit est souvent la seule source de matière organique disponible (autre que les résidus de récolte).

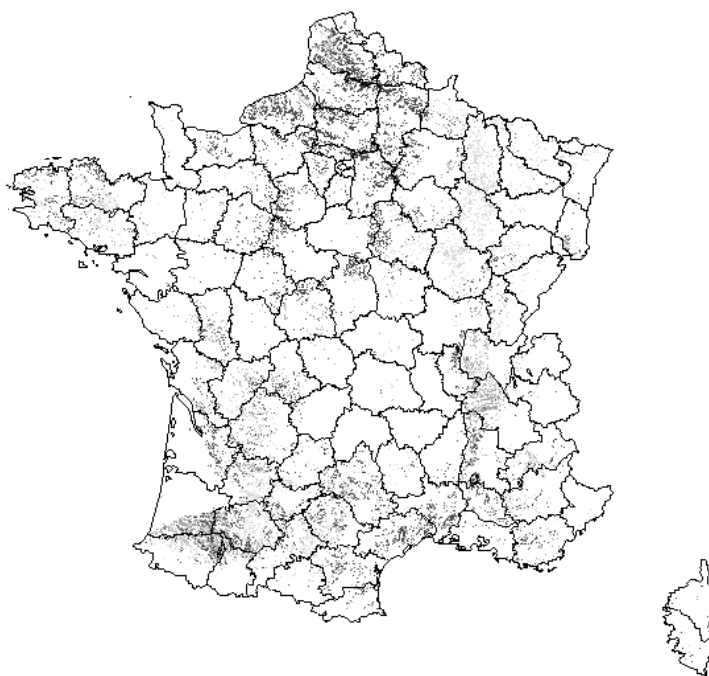


Figure 4-1. Localisation des surfaces à teneur de carbone organique inférieure à 1,5% et présentant un aléa érosif important (en noir sur la carte). Source : Le Villio et al., 2001.

1. très coûteuse en temps, mais l'épandage par des entreprises spécialisées pourrait permettre de surmonter ce problème.

Conclusion

Le potentiel de sols où apparaît le besoin de matière organique est très inégalement réparti sur le territoire et la production de composts doit être particulièrement favorisée dans ces zones. La faible quantité de C en jeu conduit à considérer les activités d'épandage de produits organiques exogènes comme peu efficace pour le stockage de quantités significatives de carbone par rapport aux autres pratiques présentées par la suite. Cependant, il faut tenir compte de la volonté de développer le recyclage des déchets, y compris celui de la fraction organique et des contraintes liées à la gestion locale de ces déchets (transport sur de longue distance des déchets vers un incinérateur conforme dans les zones de faible densité urbaine par exemple). Le développement de la production de composts de qualité, associée au développement de collecte sélective des déchets organiques, peut avoir un intérêt local important dans les zones d'agriculture intensive où l'élevage a disparu.

4.1.2. Accroissement de la capacité des terres labourables à fixer du carbone : cultures intermédiaires et cultures intercalaires

(G. Richard, J. Roger-Estrade, B. Mary, L. Guichard)

4.1.2.1. Introduction de cultures intermédiaires

Les obstacles à l'installation systématique de cultures intermédiaires sont de plusieurs ordres.

Tout d'abord, l'installation (en été) de ces cultures peut poser, si elle devient systématique, un problème d'organisation du travail, engendrant une concurrence avec les travaux de début septembre : premières récoltes (pomme de terre, betterave et tournesol) et semis précoces (colza, escourgeon). Toutefois, ces inconvénients ne sont pas rédhibitoires et les cultures intermédiaires devraient pouvoir s'intégrer dans les calendriers de travaux actuels en privilégiant les mises en place précoces, très tôt après les récoltes d'été. L'adoption à grande échelle des cultures intermédiaires (et le développement d'aides spécifiques, comme c'est déjà le cas pour certains CTE) pourrait par ailleurs entraîner le développement d'entreprises spécialisées dans leur implantation. Des expériences existent déjà dans ce domaine (exemple de l'opération Ferti-Mieux en Alsace "Piémont, eau et terroirs", dans la région d'Obernai).

La destruction des cultures intermédiaires doit être tardive, afin d'assurer la production maximale de biomasse et pour ne pas perdre le bénéfice du piégeage du nitrate par une minéralisation trop précoce. Il est difficile à l'heure actuelle d'estimer avec précision une date optimale (par rapport au piégeage de l'azote) de destruction. Un travail de thèse récent (Dorsainvil, 2002). montre qu'il n'apparaît pas souhaitable dans la moitié Nord de la France de détruire trop tard (après le 15/12) des cultures intermédiaires pour qu'elles soient efficaces pour réduire les fuites de nitrate et ce, même sous climat pluvieux (Bretagne ouest). Il reste cependant à confirmer ces résultats pour d'autres climats et types de sols. Quoi qu'il en soit, on peut penser que cela pourrait retarder le début de la campagne de labour dans les situations où cette opération reste utilisée dans l'itinéraire technique². Dans ce cas d'ailleurs, l'enfouissement de la culture intermédiaire nécessite en général une opération supplémentaire

2. Dans certaines situations, il est difficile techniquement de réaliser par le labour l'enfouissement dans de bonnes conditions d'une masse de végétation qui peut être importante : sols superficiels, sols froids et hydromorphes, dans lesquels la décomposition se fait lentement, et peut s'accompagner d'émission de méthane.

(broyage d'une culture de moutarde par exemple) qui alourdit le calendrier de travail. Cependant, à la mise en place d'une culture intermédiaire peuvent être associées la suppression du labour et l'implantation de la culture de printemps par la technique du semis direct sous couverture végétale (ce qui est plutôt favorable pour le stockage du carbone, cf. infra). La destruction se fait alors par voie chimique (glyphosate) et ne pose plus de problème particulier d'organisation du travail.

L'insertion des cultures intermédiaires dans la succession peut poser des problèmes nouveaux de maîtrise des adventices durant l'interculture, car cela réduit la période durant laquelle on peut intervenir pour détruire mécaniquement les mauvaises herbes. D'autre part, il est difficile à l'heure actuelle d'apprécier les conséquences au niveau de la prolifération de la faune parasite.

Comme avec l'utilisation d'amendements organiques urbains, le principal problème que posent ces cultures reste la maîtrise de l'alimentation azotée de la culture suivante. Suivant les cas (et en particulier le rapport C/N), la décomposition de la culture enfouie pourra entraîner soit une immobilisation de l'azote soit une minéralisation excessive. La généralisation des cultures intermédiaires devra donc s'accompagner du développement de l'utilisation d'outils de suivi de l'état de nutrition de la culture tels qu'ils existent sur céréales (JUBIL®) et commencent à se développer sur d'autres cultures (maïs, laitues), afin d'ajuster au mieux les besoins en cours de culture et la dynamique de l'offre du sol. L'utilisation de ce type d'outil est loin d'être, à l'heure actuelle, généralisée et il faut reconnaître que leur emploi (sur céréales) donne parfois lieu à des dérives. Des observations, effectuées dans le cadre d'opérations Ferti-Mieux, ont montré que, parallèlement à l'utilisation de cette méthode sur blé d'hiver, les quantités globales d'azote apportées avaient augmenté sans accroissement des rendements obtenus : cet état de fait incite à se poser la question de l'impact environnemental réel de l'utilisation de ces méthodes de suivi et à approfondir notre compréhension de la manière dont ces techniques prennent place dans la prise de décision des agriculteurs.

Enfin, l'insertion des cultures intermédiaires peut réduire le niveau de remplissage de la réserve utile (RU) à l'installation de la culture suivante. Dans les régions où, entre la destruction de la culture intermédiaire et le semis de la culture suivante, les conditions climatiques empêchent la RU de se reconstituer, il y a accroissement du risque d'une pénalisation du rendement de la culture suivante (et donc de la quantité de carbone stockée par cette culture³). Ce risque est à moduler en fonction de l'importance de la RU maximale du sol : si elle est très faible, elle se reconstitue très rapidement, ce n'est donc pas un problème. Si elle est importante en revanche, on risque d'en perdre le bénéfice pour le potentiel de rendement. D'un autre côté, l'évapotranspiration de la culture intermédiaire réduit le volume d'eau drainante pendant la phase de recharge de la nappe de quelques dizaines de mm. Dans certaines situations, cela pourrait entraîner des problèmes de reconstitution des réserves en eau (par exemple, nappe de Beauce). Ce risque se manifesterait d'autant plus si le changement climatique devait entraîner un accroissement de la fréquence des sécheresses sévères.

Conclusion

Le développement des cultures intermédiaires représente une solution particulièrement intéressante, tant sur le plan du stockage du carbone que sur celui de la maîtrise des effets des systèmes de culture sur la qualité de l'eau et l'érosion. Dans le cadre des opérations Ferti-Mieux, c'est cet objectif de limitation du lessivage des nitrates qui est recherché. Selon les opérations, l'adhésion des agriculteurs à cette pratique est évidemment variable, mais aujourd'hui, sur certaines opérations, jusqu'à 35% des

3. Pour que la perte de rendement entraîne une diminution du stockage de carbone supérieure à celui lié à la culture intermédiaire, il faut une réduction du rendement d'environ 30% en maïs.

surfaces avant culture de printemps sont ensemencées et on observe un développement en intercultures courtes à risque environnemental élevé (succession pois-blé notamment). Ces évolutions sont le résultat d'un soutien actif assuré dans le cadre des opérations Ferti-Mieux : soutien financier (aides à l'implantation) et technique (accompagnement des animateurs pour la conduite des couverts, réseaux de démonstration...).

Ces résultats encourageants montrent que l'adoption des cultures intermédiaires dans les systèmes de grande culture actuels ne pose donc pas de problème insurmontable. La recherche agronomique est par ailleurs bien armée pour accompagner cette insertion : en particulier l'utilisation des modèles de culture pourrait être développée pour optimiser les dates d'installation et de destruction, maîtriser les effets sur le cycle du carbone ou de l'azote, sur le bilan hydrique.

Il reste cependant des efforts à faire concernant la dynamique du carbone (estimation du coefficient isohumique) et de l'azote associée à la décomposition des organes végétaux, en particulier en non-labour. Il faut également développer les recherches concernant l'effet réel de ces cultures sur l'amélioration de la structure des sols et sur l'augmentation de la pression de certains ravageurs (limaces).

4.1.2.2. Enherbement des vergers et des vignobles

Il existe plusieurs types d'enherbement : l'enherbement naturel maîtrisé (ENM) consiste à laisser une végétation naturelle herbacée entre les rangs pendant l'hiver. Cette végétation est détruite au moment du débourrement (glyphosate), puis l'envahissement par les mauvaises herbes est soigneusement maîtrisé en cours de culture pour éviter une concurrence trop forte. L'enherbement permanent consiste à maintenir en permanence un couvert végétal semé (souvent une fétuque) entre les rangs de plantation. Cette technique est à l'évidence la plus efficace pour le stockage du carbone.

L'enherbement (maîtrisé ou permanent) des plantations pérennes tend à se répandre, pour répondre au souci d'entretien de la teneur en carbone des sols et pour faciliter la circulation des engins en préservant la structure du sol. En vignoble, l'enherbement a également pour objectif la maîtrise de l'érosion hydrique. Enfin, cette pratique a l'avantage de permettre l'hébergement de la faune auxiliaire. Elle a donc beaucoup d'effets positifs, ce qui justifie que ce soit un élément essentiel⁴ du cahier des charges de la Production Fruitière Intégrée (PFI).

Cette technique peut présenter toutefois deux types d'inconvénients, en vigne comme en verger : celui de favoriser certains parasites et celui d'augmenter la concurrence par rapport à la ressource en eau. En vigne essentiellement, l'enherbement peut aussi poser un problème de rendement et de qualité de la récolte.

Pour ce qui est du risque parasitaire, l'enherbement favorise le développement de certains champignons (*Botrytis cinerea* sur vigne) ou insectes (*Thrips* sur vergers de pêchers). La maîtrise de ce risque passe par un entretien régulier de la plante de couverture (fauche).

La concurrence par rapport à l'eau se manifeste de deux façons : consommation par l'herbe ou diminution du développement des racines, et donc du volume de sol exploitable liée à la présence de la plante de couverture. Cette concurrence peut entraîner une diminution du calibre des fruits, tout

4. Au minimum 50 % de la surface (un rang sur 2) doit être enherbé.

particulièrement dans les situations où la ressource en eau est limitée (vergers en sec sur sols à faible réserve utile). De même en vigne, on a pu observer une baisse de la vigueur et une réduction du rendement y compris dans des situations à stress hydrique peu marqué. Cet affaiblissement de la vigne devient plus gênant dans les situations où la disponibilité en eau est limitante (sols à faible réserve utile, climat sec). On a également observé une augmentation des risques de gelées de printemps (Cellier, 1993a,b).

L'enherbement a également un effet sur la qualité des récoltes, en vigne. Cet effet est toutefois encore discuté : pour certains, en raison de l'antagonisme entre production et qualité en vigne, la réduction de la productivité accroît la qualité. Mais on cite, par ailleurs, un appauvrissement des moûts en composés azotés, susceptible d'entraîner un allongement de la durée de fermentation alcoolique (Le Goff-Guillou et al., 2000).

	Témoin totalement désherbé	Traitement enherbé
Rendement (hl/ha)	87	76
Sucres g.l ⁻¹	147	159
Acidité g.l ⁻¹ H ₂ SO ₄	6,4	6,2
Anthocyanes mg/100 baies	110	152
Indice polyphénols totaux	23,1	27,3

Tableau 4-2. Effets de l'enherbement contrôlé sur le rendement et la qualité du vin. Comparaison après 18 années d'essai (Morlat et al., 1993).

Conclusion

Comme la mise en place de cultures intermédiaires, l'insertion dans les systèmes de culture de l'enherbement permanent ne pose pas de difficulté particulière, tant que le problème de l'alimentation en eau n'est pas trop important. Les recherches à développer concernent la compréhension de l'effet de compétition pour l'eau et l'azote entre la plante de couverture et le verger ou la vigne. Il faut également poursuivre les recherches sur la maîtrise des parasites inféodés au maintien d'une couverture végétale hôte potentiel de certains parasites, particulièrement dans le cadre du développement de modes de production intégrés. Enfin, la question de l'impact sur la qualité du vin mérite d'être encore approfondie.

4.1.3. Modification du mode de travail du sol et d'implantation des cultures

(G. Richard, J. Roger-Estrade, B. Mary, L. Guichard, J. Balesdent, N. Saby)

L'évolution du contexte actuel de l'agriculture incite de plus en plus d'agriculteurs à minimiser le temps passé à travailler le sol, supprimant occasionnellement et parfois définitivement le labour. Les raisons qui amènent les agriculteurs à adopter ces changements sont très diverses : à des motivations d'ordre économique (diminution des charges de structure, réduction du temps de travail à l'hectare) s'ajoutent des raisons agronomiques (concentration de la matière organique en surface pour augmenter la stabilité structurale, suppression des risques de création d'une semelle de labour) ou des préoccupations environnementales (amélioration de la résistance à l'incision, diminution de la vitesse de ruissellement).

On constate dans la pratique que l'abandon du labour n'est pas systématiquement associé au semis direct, qui, à proprement parler, correspond à une suppression totale des interventions de travail du sol avant implantation de la culture, la seule modification de l'état du sol étant alors celle qu'opèrent les éléments semeurs sur le rang de semis.

- il y a des opérations de travail du sol profond sans retournement (décompactage profond avec des outils de type paraplow), qui pourraient avoir un effet de déprotection de la MO par fragmentation,
- il y a de multiples opérations de fragmentation superficielles, réalisées avec des outils très différents : à dents ou à disques, animés ou non, dont les effets sur le coefficient isohumique sont probablement très variables.

Cette diversité des modalités de travail du sol s'explique par le souci de maîtriser les risques qui s'accroissent lorsqu'on supprime le labour (tout particulièrement les premières années après la suppression) :

- structure dégradée après des récoltes en conditions humides, pénalisant l'infiltration de l'eau et l'enracinement de la culture suivante ;
- mauvais nivellement et présence de résidus en surface nuisant à la précision des semis ;
- maintien ou augmentation des populations de mauvaises herbes ;
- augmentation de la pression parasitaire (liée à la présence de résidus en surface).
- diminution de l'efficacité de certains herbicides (liée à la présence de résidus en surface)

L'importance relative de chacun de ces risques est très différente selon les types de sols et les systèmes de culture. Cela explique que la relation directe entre semis direct (ou labour) et rendement ne soit pas stable d'une année sur l'autre ou d'un lieu à l'autre⁵. Le développement à grande échelle du semis direct ne pourra être envisagé que si ces risques sont durablement maîtrisés par d'autres opérations culturales que le travail du sol.

Différentes stratégies concernant le travail du sol sont possibles, à l'échelle d'une exploitation agricole ou d'une petite région : suppression totale du labour sur l'ensemble de la surface cultivée, labour occasionnel sur toute la surface, non-labour sur une partie de l'exploitation et labour sur le reste, etc. En reprenant les modalités de calcul exposées dans la partie 3 (section 3.2.1.), nous avons simulé l'impact de différentes stratégies de travail du sol (tableau 4-3). On constate que les gains de carbone que l'on peut espérer après 100 ans de simulation sont variables. Le gain le plus élevé, 7,9 tC.ha⁻¹, est obtenu dans la situation sans travail du sol (semis direct), comme on pouvait s'y attendre d'après les résultats antérieurs.

Mais on observe également qu'une situation où 100% de la SAU serait conduite en travail superficiel permettrait de stocker autant (6,0 tC.ha⁻¹) que si 75% de la SAU était en semis direct et 25% en labour classique. Enfin la simulation montre également que, dans l'hypothèse d'un labour effectué une année sur 4 (c'est une fréquence réaliste en région de grande culture) et d'un semis direct pour les 3 autres années, le gain serait de 4.5 tC.ha⁻¹, c'est-à-dire encore très conséquent. Ce gain est de 20% inférieur à celui attendu d'une suppression totale du labour remplacé par la pratique régulière d'un travail superficiel sur 10 cm.

5. Ceci étant, du strict point de vue du stockage de carbone, pour que la baisse de rendement en semis direct entraîne une diminution du carbone stocké équivalente à l'accroissement lié au changement de mode de travail du sol, il faudrait une baisse d'environ 3 tonnes de blé (ou de maïs) à l'hectare (d'après les résultats de l'essai de Boigneville).

Stratégie de travail du sol	Gain de C ^a (t.ha ⁻¹)
100% de la SAU en semis direct	7,9
100% de la SAU en travail superficiel ^b	6,1
25% de la SAU en labour ^c et 75% de la SAU en semis direct	5,9
100% de la SAU en labour ^c , 1 année sur 4.	4,5

^aLes gains de carbone, calculés après 100 ans de simulation, s'entendent ici par rapport à la teneur à l'équilibre d'une situation labourée systématiquement sur toute la SAU à 23 cm de profondeur.

^b Travail du sol jusqu'à une profondeur de 10 cm. ^c Labour sur une profondeur de 23 cm.

Tableau 4-3. Gain de carbone (t/ha) obtenu pour différentes stratégies de travail du sol.

Il apparaît donc qu'en l'état actuel des connaissances, la pratique stockante la plus efficace est l'abandon définitif de tout travail du sol et le semis direct. Ce sont donc des contraintes agronomiques à l'adoption du semis direct dont nous discuterons dans la partie suivante. Mais les simulations montrent également qu'il existe des marges de manœuvre très importantes quant au choix des modalités de travail du sol intermédiaires entre le labour et le semis direct. On peut envisager en effet que dans certaines situations, il soit intéressant de continuer à labourer régulièrement une partie de l'exploitation dans laquelle les sols se prêtent mal à l'adoption du semis direct (*cf infra*) en adoptant le semis direct continu sur le reste des terres cultivées. Ailleurs, il peut être plus intéressant de pratiquer les techniques culturales simplifiées en se réservant la possibilité d'un labour lorsque les conditions (climat, infestation d'adventices...) entraînent des risques trop importants. Ces deux stratégies sont équivalentes du point de vue du stockage du carbone.

- **Les situations qui se prêtent le moins à l'abandon du labour**

Le tableau 4-4 présente les situations (types de sol, nature des cultures) pour lesquelles les risques évoqués ci-dessus sont les plus élevés. Dans les sols dont la vitesse de ressuyage est lente (sols hydromorphes), le non-labour augmente les risques d'ennoyage des semis d'automne. De plus, dans ces sols, les risques de dégradation de la structure sont plus élevés, le nombre de jours disponibles étant réduit. Les sols pauvres en argile sont sensibles au compactage et à la reprise en masse. En outre, leur capacité de régénération de la porosité structurale sous l'effet des agents naturels est limitée (Stengel, et al., 1984 ; Richard et al., 2001).

Risques	Types de sols pour lesquels les risques sont élevés	Nature et succession des cultures favorisant les risques	Cultures les plus sensibles
Dégradation de la structure	Sols à teneur en argile <18% Sols hydromorphes	Cultures à récolte d'automne	Cultures d'été
Défaut de nivellement	Tous	Cultures à récolte d'automne	Cultures nécessitant un semis de précision
Adventices et parasites	Tous	Monocultures, succession de cultures à mêmes dates de semis	Toutes

Tableau 4-4. Situations pour lesquelles les risques liés à la suppression du labour sont élevés.

Compte tenu de ces contraintes, le semis direct ne présente pas des potentialités de développement homogènes au niveau du territoire français. En combinant des critères de texture et d'hydromorphie des sols (tirés de la base de données géographique des sols de France au 1 : 1 000 000), il est possible de réaliser un zonage des sols les plus aptes au semis direct. En croisant cette information avec la

localisation des terres arables (base Corine Land Cover), nous produisons ici un zonage du territoire qui montre les principales régions où le développement du semis direct présente un potentiel important.

On constate sur la figure 4-2 que la plupart des surfaces sont localisées dans le grand bassin Parisien et le quart Sud Ouest de la France. Il convient toutefois de relativiser fortement les estimations issues de cette carte, en raison notamment de la grande variabilité interne des unités cartographiques ayant été utilisées pour ce travail.

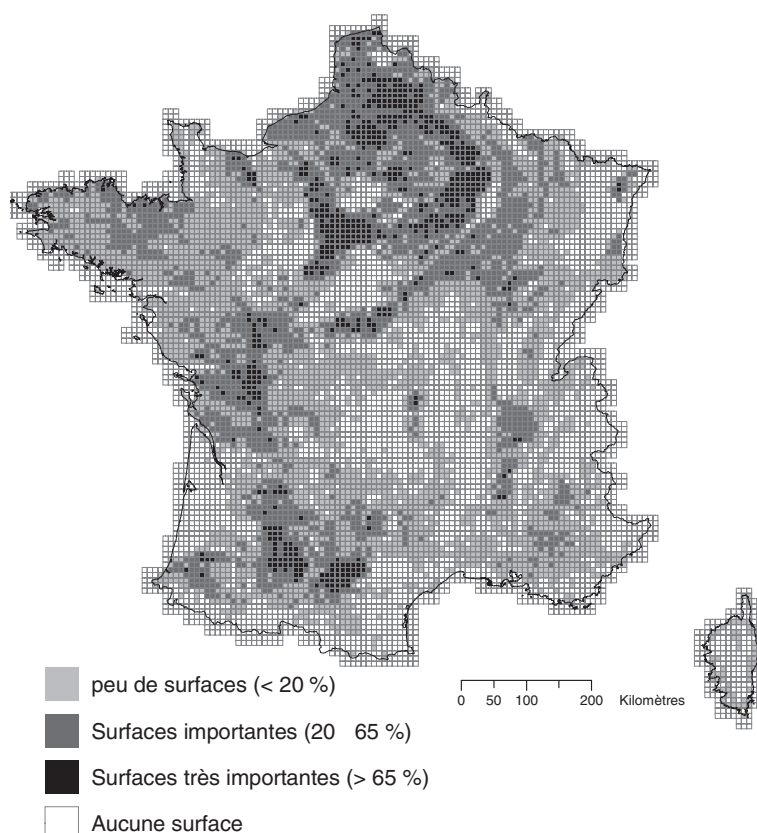


Figure 4-2. Pourcentage de surfaces sur lesquelles le semis direct est envisageable sans trop de risques. Evaluation obtenue en croisant des critères de texture et d'hydromorphie des sols et la localisation des terres arables.

Concernant les cultures, il y a deux aspects à considérer. La présence de certaines cultures peut accroître les risques d'évolution défavorable des états du milieu : c'est le cas des cultures à récolte d'automne qui présentent les risques les plus élevés pour la structure du sol et le nivellement. C'est le cas également des successions de cultures à cycles comparables et des monocultures, dans lesquelles les adventices et les parasites se maîtrisent plus difficilement. D'autre part, il faut également considérer le niveau d'exigence des cultures par rapport aux états du milieu : exigences quant à la réussite du semis (en lien avec le nivellement et la présence de résidus en surface), plus élevées pour les cultures dont le rendement est directement lié à la densité de peuplement. Exigence vis-à-vis de la structure du sol pour celles dont les racines se mettent en place en conditions sèches : maïs, betterave, tournesol constituent l'essentiel (en surface) de ces cultures. Enfin la pomme de terre est une production pour laquelle l'abandon du travail du sol est difficile à envisager, compte tenu de ses modalités de mise en place et de la pratique du buttage.

Ces risques liés à la suppression du labour concernent en fait la plupart des situations de grande culture. Ceci étant, rien ne s'oppose formellement à ce que l'on y adopte un jour le semis direct : c'est en fait l'ensemble du système de culture qu'il faut adapter pour garantir la réussite de ce changement radical de la manière de cultiver.

- **Adaptation des systèmes de culture et semis direct**

A l'heure actuelle, peu d'exploitations se sont totalement converties au semis direct, et un nombre non négligeable (quoique très difficile à chiffrer) a repris le labour après quelques années d'expérience en semis direct. Comme nous l'avons déjà signalé, dans beaucoup de situations les agriculteurs adoptent des attitudes intermédiaires en supprimant occasionnellement le labour et/ou en pratiquant des opérations superficielles durant l'interculture.

. Ces différentes attitudes **s'expliquent d'abord par l'importance des investissements** qu'il faut réaliser pour adopter définitivement le non-labour. Il faut en effet, le cas échéant, assainir les parcelles dont les sols sont hydromorphes. Il est nécessaire ensuite de s'équiper avec du matériel spécifique : semoir permettant de localiser la semence malgré la présence de résidus sur un sol mal nivelé ; adaptation de l'équipement de traction pour éliminer tout risque de compactage sévère lors des interventions (dimensionnement de la capacité de travail des équipements, choix des pneumatiques).

. Une deuxième raison est **l'importance des modifications à introduire concernant le choix des rotations et le mode de conduite des cultures**. Il faut préserver la diversité des cultures dans la rotation et il faut adapter les dates de semis et de récolte principalement pour éviter les interventions en conditions humides. Ces modifications amènent souvent à revoir à la baisse les objectifs de rendement des cultures (raccourcissement du cycle). Partant de là, pour préserver la marge, il faut adapter l'ensemble des choix techniques : choix des variétés, stratégie de fertilisation, protection phytosanitaire...

. **Enfin, les agriculteurs manquent de références pour prendre ces décisions**. Il faut développer des programmes de recherche permettant d'évaluer les conséquences de différents choix techniques sur l'évolution des états du milieu et le fonctionnement de ces nouveaux systèmes de cultures. Deux ensembles de travaux sont à privilégier :

- Des simulateurs de l'organisation du travail (OTELLO) associés à des modèles de compactage (COMPISOIL) et d'évolution de l'état structural du sol (SISOL) devront être développés et validés en situations non labourées afin de raisonner le choix des équipements et des dates d'intervention.
- Les dynamiques des populations d'adventices et de parasites doivent être établies en semis direct en fonction des successions de culture.

Sur un plan plus large, le semis direct modifie les conséquences environnementales de l'activité agricole, au-delà du problème du stockage du carbone. **Il est nécessaire de construire les outils permettant d'établir le bilan environnemental du semis direct** (Stengel, 2001). Trois points sont importants à considérer :

- l'effet du semis direct sur la biodiversité (faune et flore du sol, Tebrugge et During 1999) ;
- l'impact de la porosité biologique qui s'installe de manière durable en système simplifié sur les transferts préférentiels de l'eau et donc les risques d'entraînement en profondeur des pesticides ou de leurs résidus (Insensee et al., 1990 ; Lowery et al., 1998) ;
- l'effet du semis direct sur l'émission d'oxyde nitreux et de méthane (Hustsch, 1998).

4.1.4. Intégration dans les systèmes de culture et d'élevage

(J.F. Soussana, P. Loiseau)

Les pratiques visant à stocker du carbone dans le sol d'une parcelle doivent s'intégrer dans les systèmes de culture et d'élevage existants ou entraîner des adaptations de ces systèmes. De plus, ces adaptations ne doivent pas induire de rejets accrus de gaz à effet de serre des autres composantes de l'exploitation.

Les principaux flux de carbone et d'azote à l'échelle d'une ferme de polyculture élevage sont schématisés dans la Figure 4-3, en distinguant les flux externes (intrants, productions et échanges avec l'atmosphère et l'hydrosphère) et les flux internes (liés à l'auto-consommation de fourrages et de grains, aux déjections animales et aux engrais organiques).

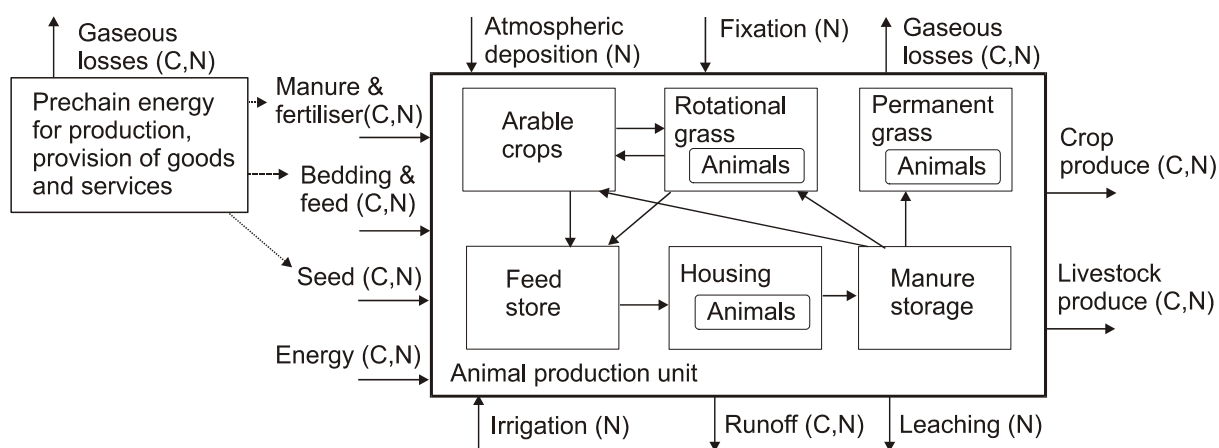


Figure 4-3. Représentation des principaux flux de carbone et d'azote dans une ferme de polyculture-élevage par le modèle FASSET (Farm Assesment Tool, Joergen Oelesen et Nicholas Hutchings, DIAS, Foulum Research Centre, non publié).

Du fait de la combustion d'énergies fossiles, des importations (paille, aliments concentrés, fumier, etc.) et des exportations (produits végétaux ou animaux) de produits organiques, le bilan de carbone d'une ferme ne se réduit pas aux seules variations de stock de carbone des différentes parcelles.

A l'image des travaux réalisés en matière de bilan d'azote des fermes d'élevage (Simon et al., 2000), il serait utile de disposer de bilans de carbone d'exploitations agricoles entières. A notre connaissance, de telles données ne sont pas encore disponibles même si un certain nombre d'études sont en cours. On peut notamment citer les travaux danois ayant conduit au développement du modèle FASSET (Figure 4-3), qui permet de simuler les flux de C et de N d'une exploitation de grandes cultures ou d'élevage et de tester les conséquences de scénarios de gestion sur le bilan de carbone ou de gaz à effet de serre d'une exploitation.

Un tel outil n'ayant pas été développé en France à ce jour, il n'est pas possible d'évaluer de manière quantitative les conséquences de changements de pratiques agricoles sur le bilan de carbone (ou de gaz à effet de serre) des exploitations. Il convient donc de souligner un important besoin de recherches et d'intégration des connaissances dans ce domaine.

Dans la suite de cette section, compte tenu de ce manque de connaissances, nous discutons simplement de la démarche que l'on peut souhaiter adopter pour raisonner les effets de pratiques agricoles sur les

stocks de carbone organique des sols d'une exploitation, en distinguant entre systèmes de culture, systèmes d'élevage et systèmes de polyculture-élevage.

Enfin, il faut remarquer que le raisonnement de choix technico-économiques à l'échelle de l'exploitation fait toujours intervenir un certain nombre de contraintes dépendant des structures et des ressources de l'exploitation (mode de faire-valoir, foncier, parcellaire, charges fixes, main d'œuvre disponible, niveau d'équipement, qualification et technicité de l'exploitant, etc.). Une même incitation économique calculée par hectare (cf. partie 5) ne sera donc pas également attractive pour tous les exploitants.

4.1.4.1. Systèmes de culture

Dans le cas d'exploitations de grandes cultures, ou de productions végétales spécialisées (arboriculture, horticulture), les systèmes de culture n'impliquent généralement pas de transferts de carbone entre les différentes parcelles de l'exploitation. Le bilan de carbone des sols de chacune des parcelles évolue donc de manière indépendante : à chaque culture correspond une certaine quantité d'intrants (dont des énergies fossiles, des engrais azotés minéraux et, éventuellement, des apports d'amendements organiques) et de produits végétaux, ces derniers étant le plus souvent entièrement exportés de l'exploitation.

Comme nous faisons l'hypothèse que les changements de pratiques ont des effets additifs sur les stocks de carbone du sol, une rotation peut facilement se décomposer en la somme des effets des cultures successives sur le carbone du sol.

Les changements de systèmes de culture envisageables afin de stocker du carbone dans les sols de l'exploitation correspondent principalement à :

- une modification des assolements : variation de la proportion des surfaces affectées aux différentes cultures. On peut rattacher à ce point le cas des cultures intercalaires (enherbement des vignes ou des vergers, cf. 4.1.2.2.) ;
- une modification des rotations : variation de l'ordre et du rythme de succession des cultures sur une même surface (par exemple, cultures intermédiaires, cf. 4.1.2.1.) ;
- une modification des itinéraires techniques de tout, ou partie, des cultures (par exemple, travail du sol réduit, semis direct ou apports de produits organiques, cf. 4.1.3. et 4.1.1.).

Ces différentes possibilités, et leurs conséquences pour les stocks de carbone des sols et pour les émissions de gaz à effet de serre autres que le CO₂, ont été analysées dans les sections précédentes (3.2., 3.3., 4.1.2. et 4.1.3.) et leur extrapolation à l'échelle de l'exploitation entière ne pose *a priori* pas de problème particulier. Pour évaluer les variations des stocks de carbone du sol de l'exploitation en fonction du système de culture adopté, on peut donc se contenter de cumuler les variations nettes par hectare correspondant à chaque type de culture (ou de rotation), en les pondérant par les superficies correspondantes.

4.1.4.2. Systèmes d'élevage et de polyculture-élevage

- *Transferts de carbone par les fumiers et les lisiers*

Dans le cas des élevages, des transferts importants de carbone interviennent généralement au sein de l'exploitation. Afin de nourrir les animaux à l'auge, l'éleveur constitue des stocks fourragers (foin ou

ensilage) en fauchant des parcelles prairiales ou des cultures fourragères. Ceci se traduit par une exportation de carbone organique des parcelles correspondantes. La consommation de fourrages et d'aliments concentrés par les troupeaux à l'intérieur des bâtiments s'accompagne de la production de fumiers et de lisiers qui sont ensuite épandus, entraînant une redistribution du carbone organique entre les différentes parcelles de l'exploitation.

L'épandage de fumier ou de lisier peut améliorer le stock de carbone de certaines parcelles au détriment d'autres qui ne peuvent pas recevoir d'épandage (surfaces éloignées, en pente, prairies pâturées toute l'année). Comme on a fait l'hypothèse que le devenir du carbone des fumiers ou des lisiers sera le même quelle que soit la parcelle recevant l'épandage (cf. 3.2.8.), cette redistribution des fumiers et des lisiers n'aura, en première approximation, que peu d'importance pour le bilan de carbone à l'échelle de l'exploitation.

Les aliments achetés par la ferme pour l'alimentation du bétail représentent une source majeure de carbone organique dans les fermes d'élevage. Une augmentation de l'autonomie fourragère du troupeau (proportion produite dans l'exploitation de l'ensemble des fourrages et des aliments consommés par le bétail) se traduira donc par une moindre importation de carbone organique. Dans certains cas, cette plus forte autonomie fourragère s'accompagnera d'une réduction du cheptel, et donc d'une production plus faible de fumiers et de lisiers. On voit ici une difficulté liée au mode de comptabilité des stocks de carbone du sol : seule la variation nette du carbone du sol est prise en compte et non l'origine du carbone. Il est probable qu'une analyse du bilan de carbone de l'ensemble de la filière des aliments pour le bétail montrerait que l'importation de ces aliments représente une consommation élevée d'énergies fossiles (pour le transport notamment) et qu'il serait par conséquent préférable de produire ces ressources dans la ferme.

- ***Contraintes agronomiques dans les systèmes d'élevage***

Le système d'élevage est lié au système de culture et détermine en partie le raisonnement des itinéraires techniques de chaque parcelle. Le système d'élevage contraint en effet les besoins alimentaires du troupeau, la taille et la nature des stocks fourragers, les besoins en aliments concentrés, ainsi que les quantités de fumier et de lisier produites. En fonction de ces contraintes, le système de culture produit tout ou partie des fourrages et des céréales auto-consommées nécessaires aux besoins du troupeau et utilise les fumiers et les lisiers produits.

Afin de stocker plus de carbone dans le sol, différentes modifications des systèmes de culture (conversion de fourrages annuels ou de céréales en prairies temporaires, conversion de prairies temporaires en prairies permanentes, etc.) pourraient être envisagées. Par exemple, l'abandon de l'ensilage de maïs, la limitation du concentré et l'utilisation maximale du pâturage ont été engagés par des éleveurs de l'Ouest, qui ont radicalement modifié leur système d'alimentation et simplifié leur système de production, via une forte extensification de l'utilisation des surfaces fourragères et des animaux (moins 1000 à 1500 l de lait par vache). Ces trajectoires ont parfois été couronnées de succès, une forte réduction des charges et une baisse modérée du produit pouvant déboucher sur une amélioration du revenu et une diminution du temps de travail (Landais, 1996).

Cet exemple montre qu'il serait difficile de modifier les systèmes de culture fourragers sans remettre en cause des options importantes des systèmes d'élevage comme :

- la taille du cheptel, les classes d'âge et la race des animaux (élevages naisseurs vs. engraisseurs). Ces options affectent le bilan de carbone de l'exploitation *via* le chargement animal par hectare, les

quantités de fumiers et de lisiers produites par l'exploitation et les achats d'aliments concentrés. Elles correspondent à des choix stratégiques, souvent difficiles à remettre en cause (contraintes de bâtiments, de foncier, orientation des marchés...).

- les achats d'aliments concentrés, la proportion de surfaces pâturées ou fauchées, le nombre de jours de pâturage. Ces options affectent les stocks de fourrages conservés (foin ou ensilage), le chargement animal par hectare et les quantités de fumiers et de lisiers produites par l'exploitation. La taille des stocks fourragers est en partie dictée par les contraintes climatiques (date de mise à l'herbe), mais elle peut être réduite en allongeant la saison de pâturage (Louault et al., 1998). Les achats d'aliments concentrés peuvent également être fortement diminués dans des systèmes extensifiés (Thérier et al., 1997).

- le système de pâturage (pâturage continu ou rotatif), qui peut affecter le bilan de carbone des sols prairiaux (cf. 3.4.).

Ces différentes options peuvent modifier non seulement le bilan de carbone des sols, mais aussi les émissions de méthane à partir de la fermentation entérique des ruminants et les émissions de N₂O à partir du sol, ces dernières étant fonction des quantités d'azote restituées aux parcelles, et donc des déjections animales et des apports de fumier et de lisier.

- ***Evolution des systèmes d'élevage et de polyculture élevage***

Les surfaces toujours en herbe, qui occupaient en France environ un tiers du territoire métropolitain, ont fortement régressé depuis 1970, au profit, soit de grandes cultures, soit de surfaces de friches et de landes, en voie d'afforestation spontanée, dans les zones soumises à la déprise agricole. Ainsi, de 1970 à 1995, 3,5 millions d'hectares de prairies ont disparu, ce qui représente 25% de la surface initiale, alors que la Surface Agricole Utilisée n'a, quant à elle, perdu que 7% (données 1996 de l'Institut Français de l'Environnement). On peut se demander si une restauration progressive de la surface toujours en herbe, par conversion de terres cultivées en prairies est possible. **Par exemple, si l'on restaurait en 20 ans seulement la moitié de la STH perdue depuis les années 70, cela conduirait à une augmentation annuelle moyenne de 90 000 ha de la superficie des prairies.**

Du point de vue de l'utilisation des surfaces agricoles, l'élevage d'herbivores est largement dominant. L'enquête de structure de 1997 du SCEES identifie en France 680 000 exploitations agricoles, dont 46% détiennent des bovins. **60% des exploitations professionnelles ont une activité d'élevage d'herbivores et ces exploitations utilisent, au niveau national, les deux tiers de la superficie agricole.** La place des exploitations d'élevage de bovins est particulièrement forte en Auvergne, Basse-Normandie, Franche-Comté, Limousin, Lorraine et Pays de la Loire (Tableau 4-5). Ces exploitations sont largement basées sur l'herbe puisque les prairies occupent plus de 80% des surfaces fourragères (contre 15% pour le maïs ensilage). Elles sont conduites avec un niveau d'intensification modéré (chargement technique de 1,47 UGB par ha) et des apports limités d'aliments complémentaires aux fourrages (800 kg par an, à comparer aux 5 tonnes de matière sèche à fournir à chaque UGB). Les 2/3 de ces aliments, soit 500 kg, sont néanmoins achetés (tourteaux de soja, aliments du commerce), le reste est constitué de céréales auto-consommées (Bontron et al., 2001). Toutefois, le contraste est grand entre :

- les exploitations conduisant un troupeau allaitant sur des surfaces où la part de l'herbe est plus grande (près de 95 %), avec une plus grande autonomie alimentaire (environ la moitié des aliments concentrés vient de la ferme) ;

- les exploitations laitières. Notamment les 49 000 d'entre elles qui produisent la moitié du lait français et 20% de la viande (vaches de réforme, taurillons) avec des systèmes de production bien plus intensifs (41% de maïs dans la Surface Fourragère Principale, chargement de 1,7 UGB/ha, 700 kg d'aliments concentrés achetés par UGB dont beaucoup de soja).

	Nombre d'exploitations	Superficie agricole utile moyenne (SAU, ha)	% maïs ensilage	Chargement (UGB/ ha de SFP)	Aliments concentrés achetés (kg/ UGB)
Exploitations bovines	226 000	68	15	1,47	500
Exploitations allaitantes	87 000	76	5	1,37	300
Exploitations laitières	132 000	67	22	1,52	550

Tableau 4-5. Principales caractéristiques des exploitations bovines en France. D'après "Elevage bovin 2020" (Bontron et al., 2001). Données RICA France, 1999.

Plusieurs pistes pour l'optimisation de l'utilisation de l'herbe dans les exploitations d'élevage ont été abordées dans le cas des régions tempérées humides (Wilkins, 1995) : augmenter la durée de la saison de pâturage, utiliser des reports sur pied grâce à un pâturage différé, produire de l'herbe à moindre coût avec des légumineuses ou avec la prairie permanente, et mieux valoriser les engrais organiques.

L'extensification par agrandissement des exploitations d'élevage constitue, en particulier, une piste intéressante pour améliorer le bilan de gaz à effet de serre par hectare de prairie.

En effet, par hectare, une prairie pâturée de manière extensive émettra vraisemblablement moins de CH₄ (faible nombre d'animaux) et moins de N₂O (faibles apports d'azote). De plus, une extensification modérée peut accroître le stock de carbone du sol (cf. 3.4). A l'échelle du territoire national, une extensification d'une partie des élevages bovins (par exemple, des élevages allaitants) créerait un besoin accru de surfaces prairiales permettant ainsi de convertir des terres cultivées (par exemple des parcelles utilisées actuellement pour le maïs ensilage) en prairies (cf. Scénarios 4.2), tout en limitant, grâce à un chargement extensif, les pollutions azotées et les émissions de N₂O et de CH₄. D'un autre côté, les émissions de méthane par UGB seraient susceptibles d'augmenter si la digestibilité des fourrages offerts diminue.

Toutefois, les connaissances disponibles sont nettement insuffisantes pour quantifier dès maintenant les conséquences de ce type d'option sur le bilan de gaz à effet de serre des prairies et des exploitations d'élevage. On peut signaler que le projet européen GREENGRASS (Sources and sinks of greenhouse gases in European grasslands ; coordination INRA, FP5, EESD 2.2.2, 2002-2004) coordonné par l'INRA devrait permettre de combler, en partie au moins, ces lacunes.

4.1.5. Conclusion

Les pratiques dont il a été question dans cette partie ont, prises une à une, un impact globalement limité sur le stockage à long terme du carbone dans les sols, et ce d'autant plus qu'elles ne sont pas applicables partout : les contraintes agronomiques liées au milieu ou à l'organisation du travail en limitent l'étendue potentielle.

Ceci étant, sous réserve de poursuivre les efforts de recherche nécessaire à l'accompagnement de leur insertion dans les systèmes de culture ou d'élevage, elles participent toutes au développement d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement et méritent à cet égard d'être fortement encouragées.

Ce dernier jugement doit toutefois être relativisé en ce qui concerne la simplification du travail du sol :

- Tout d'abord, il faut souligner que la modalité la plus efficace par rapport au carbone est le semis direct *stricto sensu*, pratiqué de manière durable. L'impact sur le stockage du carbone des modalités de simplification intermédiaires entre le travail avec labour et le semis direct (qui sont à l'heure actuelle les plus pratiquées) mérite d'être évalué plus précisément. Un effort de recherche important doit être entrepris à ce niveau.

- En second lieu, il convient d'insister sur le fait que l'adoption définitive du semis direct sur une exploitation conduit à modifier en profondeur les systèmes de culture. Son développement à grande échelle pose donc de manière urgente la question de la mise au point des règles de décision nécessaires à cette transformation des systèmes de culture. C'est là un premier enjeu pour la recherche agronomique.

- Enfin, l'évaluation du bilan environnemental global de cette pratique reste à faire. Souvent présenté comme une manière "écologique" de conduire les cultures, bénéficiant d'un fort engouement d'une fraction d'agriculteurs en Europe et Outre Atlantique pour des raisons qui ne sont pas toujours très claires, le semis direct induit une modification profonde de l'évolution des états et du fonctionnement du sol qu'il est nécessaire de mieux comprendre pour s'assurer qu'elle n'induit pas d'effets négatifs sur l'environnement ou la qualité des récoltes. C'est un second enjeu pour la recherche agronomique.

En ce qui concerne les exploitations d'élevage, les contraintes agronomiques sont lourdes, une augmentation rapide des surfaces prairiales ne pouvant être obtenue qu'à condition de beaucoup accroître la place de l'herbe dans l'alimentation des troupeaux laitiers, ce qui s'accompagnerait d'une remise en cause des systèmes d'élevage les plus intensifs qui produisent actuellement près de la moitié du lait.

4.2. Potentiel théorique de stockage selon plusieurs scénarios

(D. Arrouays, J. Balesdent, N. Saby, G. Richard, J.F. Soussana)

Dans ce chapitre nous traitons du potentiel théorique de stockage de C dans les sols selon divers scénarios. Nous réalisons une estimation de la tendance actuelle en France, en lien avec les changements d'occupation des terres passés. Puis nous testons quelques scénarios de stockage en utilisant les chiffres des estimations du chapitre 3.

4.2.1. Quelle est la tendance actuelle en France ?

Balesdent et Arrouays (1999) ont réalisé une estimation de l'effet direct des changements d'usage des terres au cours de 150 dernières années sur le stockage net de carbone dans les sols du territoire français. Ils ont utilisé une partition de la superficie du territoire en superficies affectées aux grands types d'usages (culture, jachère, prairie, forêt, etc.) et une évolution temporelle de ces superficies depuis 1850, avec quelques hypothèses de transferts de surfaces entre les différents usages. Ils ont affecté à chaque type d'usage un stock de carbone moyen à l'équilibre, et utilisé un modèle cinétique d'évolution de ce stock lors du passage d'un usage à un autre. Ils ont ensuite comparé l'effet des changements d'usage à un effet potentiel du changement climatique : l'effet de l'augmentation de température sur la minéralisation des matières organiques.

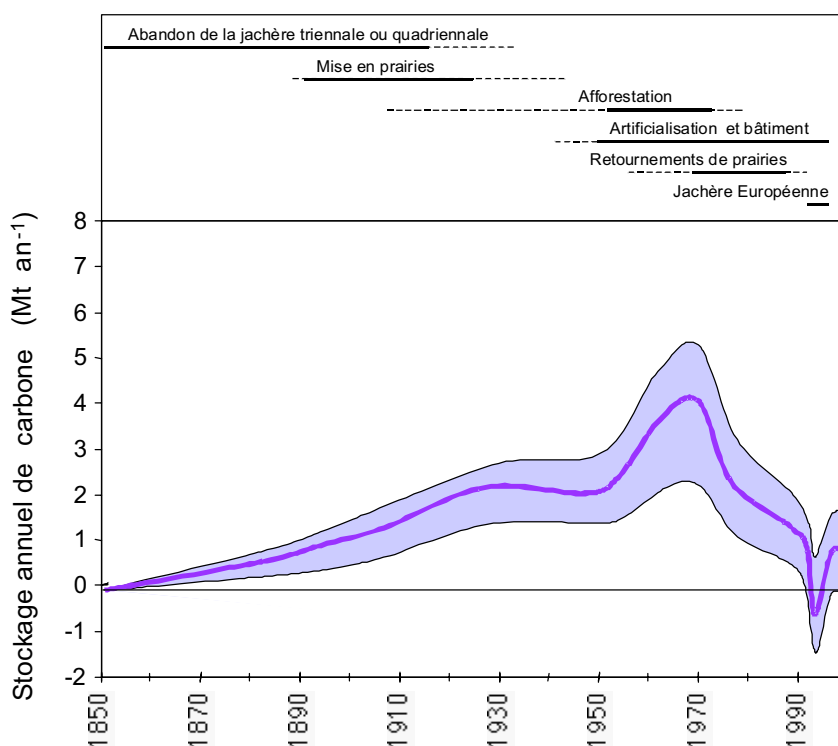


Figure 4-4. Estimation du flux net annuel de stockage de carbone dans les sols tel qu'il peut être attribué aux seules évolutions des superficies correspondant aux principaux usages des terres. Un flux positif est un stockage net de C, un flux négatif, une émission nette. Les courbes enveloppes correspondent à des hypothèses extrêmes de stocks à l'équilibre sous forêt et surfaces toujours en herbe.

Le stockage est toujours positif jusqu'en 1992. Il serait nul en 1995. Le stockage net entre 1900 et 1999 serait de l'ordre de 215 MtC ($4,0 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$). Les grands traits des changements sont les suivants.

L'abandon de la jachère traditionnelle, l'abandon de terres cultivées au profit de prairies puis de forêts ont initialement contribué au stockage. Après 1970, le paysage a été marqué par l'augmentation continue des superficies à faible stockage (cultures annuelles, jachère et sols artificialisés). Le retournement des prairies, essentiellement au profit des fourrages annuels, peut être interprété comme une amélioration du rendement fourrager de la production primaire, minimisant les retours au sol. Cependant le stockage est resté positif, en raison des STH et des forêts mises en place avant 1970, en particulier par le Fonds Forestier National, qui tendent vers la maturité et continuent à accumuler du carbone. De 1992 à 1995, la jachère nue imposée par les directives européennes a pu provoquer un déstockage net (la jachère a été ici estimée comme stockant deux fois moins de carbone que les cultures annuelles). Il s'agit d'un épisode transitoire, car la jachère nue n'est plus pratiquée après 1995.

L'effet de l'augmentation de la température aurait conduit entre 1900 et 1998 à un déstockage total de 140 MtC, répartis en 60 Mt de 1900 à 1974 et 80 Mt de 1975 à 1998. Pour ce calcul, les températures utilisées ont été les moyennes annuelles du Godard Institute for Space Studies (NASA). Elle décrivent une forte augmentation de la température de 1975 à 1998.

Quelques scénarios pour les 20 ans à venir ont été faits selon le même modèle.

Une répartition des surfaces inchangée conduirait à un stockage moyen annuel de $0,86 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$ pendant la période 2000-2019.

Un scénario maximal, comprenant la conversion entre 2000 et 2010 de 3 Mha de cultures, ainsi que de 0,8 Mha de jachère en prairies permanentes ($1,9 \text{ Mha}$ à raison de $0,19 \text{ Mha} \cdot \text{an}^{-1}$) et en forêts ($1,9 \text{ Mha}$ à raison de $0,19 \text{ Mha} \cdot \text{an}^{-1}$), puis une répartition inchangée de 2010 à 2019, conduirait à un stockage moyen annuel de $2,9 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$ pendant la période 2000-2019.

Pour ces mêmes 20 années (2000-2019), une température maintenue à sa valeur moyenne 1995-1998 conduirait à un déstockage moyen annuel de $2,6 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$.

Nous n'avons pas évalué les conséquences de la probable augmentation de productivité des écosystèmes, en l'absence de données.

Les sols français auraient stocké jusqu'à $4 \pm 3 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ jusqu'en 1980. Le flux net dans la période 1980-1990 est estimé à $1,5 \pm 0,5 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$ ($0,03 \pm 0,01 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Des scénarios possibles pourraient amener ce stockage jusqu'à $3 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$ ($0,06 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) dans les prochaines décennies.

Un tel flux net de $3 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$ peut être replacé dans le contexte économique : il est de l'ordre de 3% de la consommation nationale de combustibles fossiles actuelle (équivalent-C). Il est également important par rapport à l'effort que devrait fournir la France vis-à-vis de ses engagements de Kyoto. Ce résultat peut être replacé également dans le contexte du bilan planétaire du carbone. Si on le rapporte aux terres cultivées françaises ($19,5 \text{ Mha}$), il est de $0,15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Un stockage net identique dans toutes les terres cultivées planétaires ($1,6 \cdot 10^9 \text{ ha}$), qui aurait échappé à l'analyse globale du cycle du carbone, conduirait à un stockage non identifié de $0,24 \cdot 10^9 \text{ t} \cdot \text{an}^{-1}$. Ce chiffre n'est pas dérisoire et justifierait des bilans nationaux du même type dans d'autres pays où la déprise agricole n'a pas eu la même histoire (Russie, Chine). La situation française est inverse de celle d'un pays à faible densité comme le Canada, dont les sols agricoles perdraient $0,04 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, soit $2 \text{ MtC} \cdot \text{an}^{-1}$ pour le pays (Smith et al., 1995).

La présente étude montre les importantes variations historiques de l'usage des terres. Sachant que les matières organiques ont une durée de vie longue (un âge médian de l'ordre de 40 ans sous culture et plus sous végétation pérenne), le statut organique et les propriétés des sols de nos agro-écosystèmes sont très largement dépendants de l'histoire ancienne de leur usage. Ceci a plusieurs conséquences. Une proportion importante de la forêt et des prairies françaises était en terres labourables au début du siècle : on doit s'attendre à ce que l'hétérogénéité du statut organique et nutritionnel des sols forestiers ou prairiaux puisse en partie être expliquée par ce contexte historique. De même, une partie importante des terres cultivées actuellement a été en prairie il y a plus de 30 ans, ce qui peut expliquer les baisses des taux de carbone du sol observées dans certaines régions. Concernant les seuls flux de carbone, de trop nombreuses études présentent des scénarios pour les 20 ou 50 prochaines années en considérant l'état actuel comme à l'équilibre, ce qui, en pratique, est souvent faux.

L'évolution conjointe du climat et des usages des terres, ainsi que les contraintes que les changements climatiques auront sur les usages, impliquent de traiter conjointement ces deux facteurs de modification de notre environnement. Ainsi, la prévision de l'évolution du statut organique des sols français doit passer par une modélisation et une intégration spatialisée des conditions de sol, des conditions d'usage et des conditions climatiques. Une des principales difficultés qui sera rencontrée, aussi bien pour le calage de la modélisation sur les états actuels que pour la prévision des états futurs, est le manque d'information spatialisée concernant l'histoire de l'usage des terres ; celle-ci n'est en effet disponible que depuis le milieu des années 80. Pour certains usages toutefois (forêts, par exemple), le recours à d'anciennes missions photographiques aériennes est possible (Arrouays et al. 1996), mais très lourd à mettre en œuvre sur des surfaces importantes.

Ainsi, si la tendance actuelle de stockage de C dans les sols peut être considérée comme globalement positive, cette tendance est principalement liée à des dynamiques de changement d'occupation favorisant l'afforestation des terres agricoles, et ne doit pas cacher les disparités pouvant exister selon l'histoire et l'usage des sols. Les terres agricoles, par exemple, présentent encore dans certaines régions des tendances à la baisse notables (Fardeau et al., 1988 ; Arrouays et al., 1995 ; Jolivet et al., 1997). En Angleterre, en se fondant sur un réseau systématique de mesures, Loveland (cité par Rusco et al., 2001) montre une baisse significative des stocks en terres arables et en prairies à 15 ans d'intervalle. Dans ce dernier cas, cette baisse pourrait être liée à une intensification récente (cf. 3.4.).

Ce point souligne la difficulté de se référer à une tendance de type "base line" pour juger de l'efficacité d'un scénario de stockage additionnel. La plupart des études globales de ce type (Smith et al., 1997, 1998, 2000 ; Paustian et al., 1997) font en effet l'hypothèse implicite que les stocks actuels sont à l'équilibre.

4.2.2. Test de quelques scénarios de stockage

Récemment, divers scénarios de stockage ont été simulés à l'échelle européenne par plusieurs auteurs (i.e. Smith et al., 1997a et b, 1998, 2001). Ces scénarios soulignent le potentiel considérable de stockage par les sols sous l'effet de changements de pratique ou d'usage. Certains de ces scénarios, toutefois, apparaissent biaisés dans leurs concepts ou irréalisables en pratique : l'épandage des déjections animales sur les terres arables exclusivement n'apparaît être une solution ni réaliste

(problème du transport, de son coût et des émissions de GES associées), ni fondée au plan scientifique. En effet, les déjections animales sont d'ores et déjà épandues et choisir d'épandre des matières organiques dans un système où leur turn-over est rapide n'est pas une solution durable. D'autres scénarios font état de solutions qui semblent économiquement et scientifiquement plus durables (afforestation, extension de surfaces toujours en herbe, simplification du travail du sol...) ; ce sont ces scénarios que nous testons ci-après sur le territoire français.

Nous avons testé quelques hypothèses de scénarios de stockage en utilisant les chiffres retenus au chapitre 3. Nous fondons la plupart de nos estimations sur des scénarios à 20 et 50 ans.

Nous avons en particulier testé :

- la conversion de terres agricoles labourées à la pratique du semis direct,
- la conversion de terres agricoles en forêt,
- la conversion de terres agricoles en surface toujours en herbe,
- l'enherbement des vignes et des vergers,
- le développement de cultures intermédiaires.

4.2.2.1. Conversion de terres agricoles labourées à la pratique du semis direct

Supposons qu'une mesure incitative conduise les agriculteurs à adopter le semis direct. Quelle sera la courbe de stockage de carbone additionnel liée à l'adoption de cette pratique sur 10%, 20%,... 100% des terres labourables ? La surface en terres arables est de 19 Mha, et les évolutions de stocks sont les fonctions définies au chapitre 3.

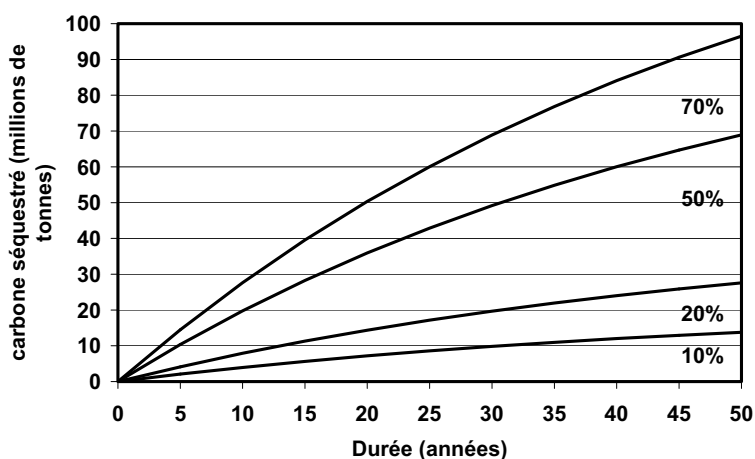


Figure 4-5. Stockage additionnel (par rapport au labour sur 100% des terres arables) lié au passage au semis direct sur 10%, 20%, 50% et 70% des terres arables.

Les chiffres que nous obtenons sont résumés dans le tableau 4-6.

	Stockage total sur 20ans	Stockage total sur 50 ans
10 % de semis direct	7,2 MtC	13,8 MtC
20 % de semis direct	14,4 MtC	27,6 MtC
50 % de semis direct	36 MtC	68,9 MtC
70 % de semis direct	50,3 MtC	96,5 MtC

Tableau 4-6. Stockage de carbone additionnel lié à l'adoption du semis direct.

Nous avons volontairement limité la conversion possible à 70% des terres arables, compte tenu qu'environ 30% de ces dernières ne sont pas aptes au semis direct en raison de leur caractère hydromorphe ou de leur sensibilité au tassement (cf. 4.1.3.).

Une hypothèse de passage de 20% des terres agricoles en semis direct conduirait à un stockage de 0,55 MtC par an sur 50 ans, et de 0,7 MtC par an sur 20 ans. Il est cependant peu probable que ce type de conversion puisse se réaliser de façon instantanée, compte tenu des contraintes évoquées au § 4.1.3.

Une hypothèse plus réaliste consiste à simuler une adoption progressive de cette pratique sur 20 ans. Le résultat de cette simulation donne un stockage total légèrement plus faible que précédemment. L'hypothèse de 20% des terres donne un stockage additionnel de l'ordre de 0,4 MtC par an en 20 ans, et de 0,48 MtC en 50 ans. Pour une hypothèse très forte de passage de 50% des terres arables en semis direct, le stockage additionnel sur 50 ans est d'environ 1,2 MtC par an.

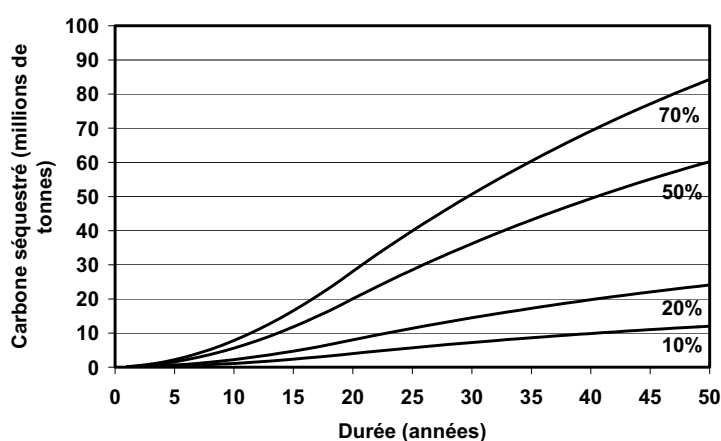


Figure 4-6. Stockage additionnel de C dans les terres arables françaises sous hypothèse d'une conversion progressive des terres arables au semis direct en 20 ans. Hypothèses de 10, 20, 50 et 70% des terres arables.

Supposons à présent que la pratique continue du semis direct ne soit pas possible sur une telle durée, et qu'un labour doit être réalisé tous les 4 ans pour des raisons agronomiques (cf. 4.1.3.). Le stockage est alors moindre : pour l'hypothèse de conversion de 20% des terres arables, il représente environ 0,23 MtC par an sur 20 ans, et 0,27 MtC par an sur 50 ans. Pour l'hypothèse très forte de conversion de 50% des terres arables, le stockage additionnel sur 50 ans est d'environ 0,7 MtC par an.

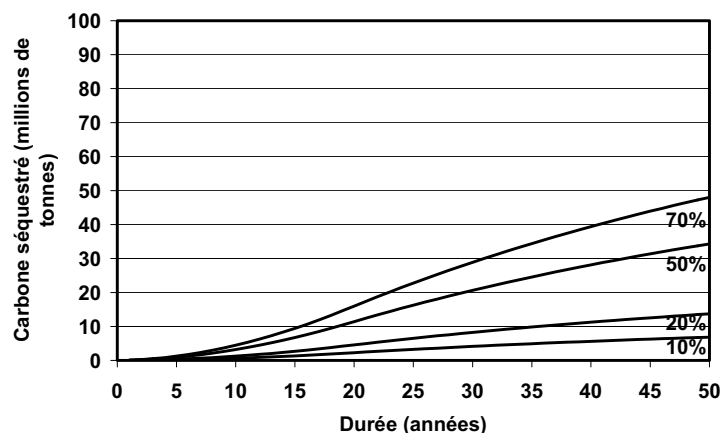


Figure 4-7. Séquestration additionnelle de C dans les terres arables françaises sous hypothèse d'une conversion progressive des surfaces au semis direct en 20 ans et d'un labour réalisé tous les 4 ans.

A ces estimations, il convient d'ajouter l'économie de C fossile liée à la simplification des pratiques. Kern et Johnson (1993) estiment cette économie à environ 34 kgC par hectare et par an, déduction faite du surplus d'énergie dédié à la fabrication et à l'épandage d'herbicides supplémentaires en situation de non-travail du sol. Tobrügge et Düring (1999) annoncent un chiffre du même ordre de grandeur, soit 25 kgC par hectare et par an. Par rapport aux ordres de grandeur du carbone stocké, le carbone évité n'est pas négligeable : en utilisant le chiffre de Kern et Johnson, le carbone "évité" par le passage au semis direct est de l'ordre de 0,1 à 0,3 MtC par an, selon les principales hypothèses testées (de 20 à 50% des surfaces, avec ou sans labour occasionnel).

Nous pouvons comparer les chiffres de nos simulations aux estimations européennes produites par Smith et al. (1998). Ces auteurs ont fondé leurs estimations sur la synthèse de 17 essais de moyenne à longue durée (tous localisés en Allemagne et au Royaume-Uni). Ils estiment le stockage moyen annuel à 0,73% d'augmentation pondérale. En faisant l'hypothèse très forte d'une conversion de la totalité des terres arables au non-travail du sol, ils concluent à un potentiel moyen de stockage dans le sol de l'ordre de 23,4 millions de tonnes de carbone par an. Une hypothèse plus réaliste (50% des terres arables) conduit à une estimation de moitié inférieure. Les estimations de Smith et al. (1998) conduisent à des chiffres beaucoup plus élevés que les nôtres : d'une part le taux de stockage est plus fort que celui que nous avons retenu dans notre expertise, d'autre part ces auteurs font l'hypothèse que le stockage se poursuivra durant 50 ou 100 ans au même taux, ce qui conduit à des potentiels maximaux plus élevés que ceux de nos estimations. Enfin, les hypothèses de surfaces en jeu apparaissent très élevées, et l'influence d'une interruption éventuelle de la pratique n'est pas prise en compte.

4.2.2.2. Conversion de terres agricoles en forêts

Nous simulons ici la conversion de terres arables en forêts. Nous avons retenu l'hypothèse du PNLCCC (2000) de l'afforestation de 30 000 ha par an ; nous avons également testé des hypothèses plus fortes de 50 000 et 80 000 ha par an. L'hypothèse de 80 000 ha a été testée car elle correspond au rythme d'accroissement actuel des surfaces forestières. Dans un premier temps, nous supposons que cette afforestation se situe uniquement sur les terres arables.

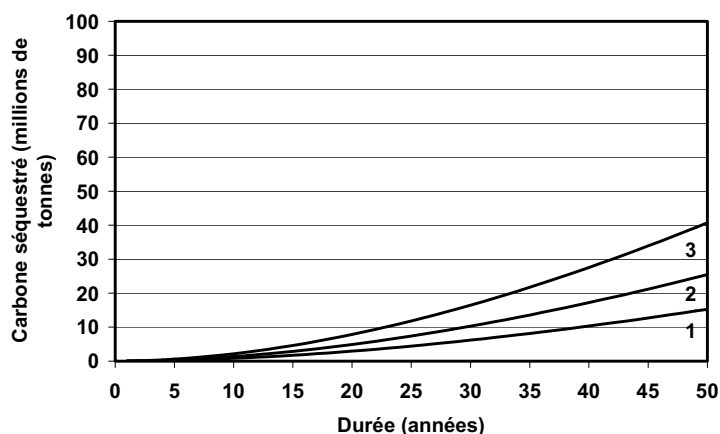


Figure 4-8. Stockage additionnel de C dans les sols lié à une afforestation des terres arables au rythme de 30 000 (1), 50 000 (2) ou 80 000 (3) hectares par an

Nous obtenons les stockages additionnels bruts suivants.

	30 000 hectares/an	50 000 hectares/an	80 000 hectares/an
Stockage annuel sur 20 ans	0,15 MtC	0,25 MtC	0,40 MtC
Stockage annuel sur 50 ans	0,30 MtC	0,50 MtC	0,80 MtC

Tableau 4-7. Stockage additionnel lié à l'afforestation de terres agricoles.

L'hypothèse retenue par le PNLCCC (30 000 hectares par an) conduit à un stockage d'environ 0,15 MtC par an sur 20 ans, et 0,3 MtC par an sur 50 ans. Cette dernière hypothèse suppose qu'on soustrait sur la durée environ 1,5 Mha aux cultures. On n'aura ce stockage additionnel que si, par ailleurs, d'autres surfaces ne sont pas converties en cultures (avec déstockage plus important à la clé).

En réalité, l'afforestation concerne peu les terres arables, mais fait le plus souvent suite à des périodes de déprise où ce sont les prairies qui sont progressivement laissées en friche puis afforestées (cf. Partie 3.). Si l'on considère que les 30 000 ha par an d'afforestation sont à 80% constitués de ce type de succession, alors le stockage additionnel est bien moindre : sur 50 ans il ne représente que moins de 0,1 MtC.an⁻¹, soit moins du tiers de ce qui était estimé précédemment.

	30 000 hectares/an	50 000 hectares/an	80 000 hectares/an
Stockage annuel sur 20 ans	0,04 MtC	0,07 MtC	0,10 MtC
Stockage annuel sur 50 ans	0,08 MtC	0,14 MtC	0,22 MtC

Tableau 4-8. Stockage additionnel lié à l'afforestation de terres (80% de friches et prairies, 20% de terres arables).

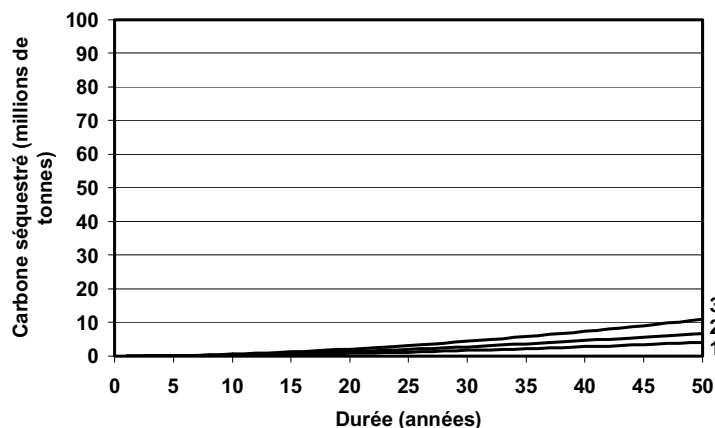


Figure 4-9. Stockage additionnel de C dans les sols par afforestation de 30 000 (1), 50 000 (2) ou 80 000 (3) hectares par an (80% de friches et accrus, 20% de terres arables cultivées).

Nous pouvons conclure de ces chiffres que le stockage de C dans le sol lié à l'afforestation des terres est extrêmement dépendant de l'usage précédant l'afforestation. La plupart des études font l'hypothèse d'une conversion de terres arables à l'équilibre en forêts. Cette dernière hypothèse conduit à des estimations de stockage qui apparaissent nettement surévaluées par rapport au stockage actuel lié à ces dynamiques d'afforestation, qui concernent le plus souvent des terres en déprise d'ores et déjà en friche ou en prairie. En outre, au plan de la comptabilisation dans le cadre de l'article 3.3, les afforestations consécutives à de telles déprises pourraient ne pas être considérées comme intentionnelles.

De plus, le Plan national pour la forêt française, consécutif aux dégâts provoqués par la double tempête de décembre 1999 et annoncé le 12 janvier 2000, prévoit un redéploiement des moyens

financiers et humains qui conduira, dans un premier temps, à un abaissement du niveau des boisements des terres agricoles, **probablement inférieur à 10 000 hectares par an**, au profit de la reconstitution des forêts. Puis, ce niveau de boisement annuel devrait augmenter pour **parvenir à environ 20 000 hectares par an en 2006**. Au-delà, l'augmentation de l'effort de boisement de terres agricoles dépendra de la situation des forêts, et en particulier de l'importance des régénérations naturelles qui auront pu être obtenues et qu'on ne peut évaluer à ce jour. Les moyens humains, techniques et financiers pour passer à un rythme de boisement annuel de terres agricoles de 30 000 hectares après 2006 seront réévalués en 2005.

4.2.2.3. Conversion de terres agricoles en surfaces toujours en herbe

Nous faisons ici l'hypothèse d'une conversion de terres labourées en prairies permanentes.

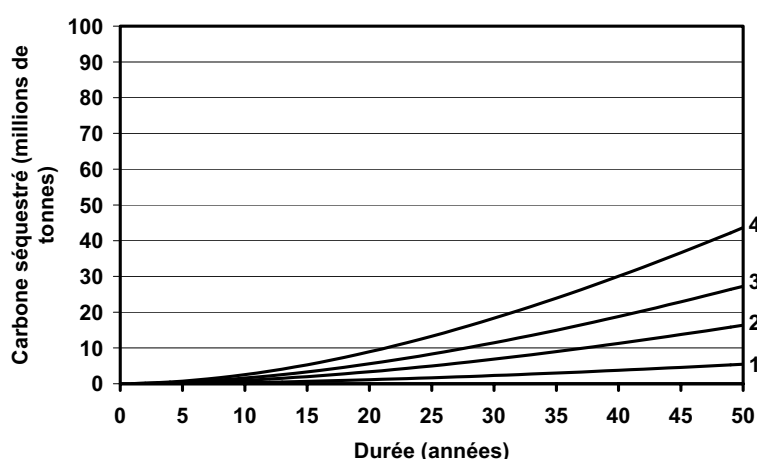


Figure 4-10. Stockage de carbone pour une conversion de terres labourées en prairies permanentes (1 : 10 000 ha/an ; 2 : 30 000 ha/an ; 3 : 50 000 ha/an ; 4 : 80 000 ha/an).

Le stockage obtenu représente environ 5,5 millions de tonnes en 50 ans pour une hypothèse de 10 000 ha par an. Il s'élève à environ 27 millions de tonnes en 50 ans pour une hypothèse de 50 000 ha par an. On estime les surfaces en cultures fourragères annuelles à 1,9 millions d'hectares. Ainsi, si on diminuait en 20 ans de 50% cette surface au profit des prairies, cela conduirait à une **augmentation annuelle de 47 500 ha de prairie (soit la moitié du rythme de diminution de la surface des prairies depuis 1970)**.

Le tableau suivant résume les stockages additionnels annuels attendus.

	10 000 ha/an	30 000 ha/an	50 000 ha/an	80 000 ha/an
Stockage annuel sur 20 ans	0,06 MtC	0,17 MtC	0,28 MtC	0,45 MtC
Stockage annuel sur 50 ans	0,11 MtC	0,33 MtC	0,55 MtC	0,88 MtC

Tableau 4-9. Stockage additionnel lié à la mise en prairie permanente de terres arables.

Ces stockages additionnels annuels dans le sol sont du même ordre de grandeur que ceux retenus pour les hypothèses d'afforestation des terres arables, mais avec un engagement à une conversion pour 50 ans probablement impossible à obtenir et garantir.

4.2.2.4. Enherbement des vignes et des vergers

Les sols viticoles et arboricoles présentent actuellement en moyenne des stocks de C très faibles (de l'ordre de 30 à 35 tonnes par ha ; Arrouays et al., 1999). Pour réaliser la simulation, nous avons considéré que l'enherbement permanent équivaut à une mise en prairies permanentes et nous avons volontairement limité les situations potentielles d'enherbement aux sols les moins sujets aux risques de stress hydrique (50% des surfaces). L'enherbement de toutes ces situations conduirait à un stockage additionnel de l'ordre de 8 millions de tonnes de C en 50 ans.

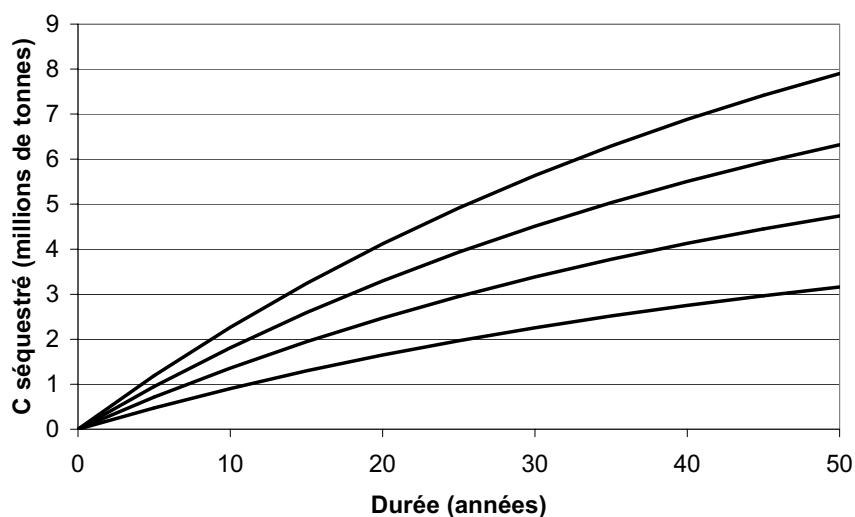


Figure 4-11. Stockage additionnel de carbone dans le sol par enherbement des vignes et vergers (20%, 30%, 40% et 50% des surfaces en vignes et vergers actuelles).

Le tableau suivant résume les stockages additionnels annuels attendus.

Pourcentage de surface	20%	30%	40%	50%
Stockage annuel sur 20 ans	0,08 MtC	0,12 MtC	0,16 MtC	0,20 MtC
Stockage annuel sur 50 ans	0,06 MtC	0,09 MtC	0,13 MtC	0,16 MtC

Tableau 4-10. Stockage additionnel lié à l'enherbement des vignes et vergers.

Nous pouvons donc considérer qu'en terme de bilan global de carbone, les mesures favorisant l'enherbement des sols de vignes et de vergers auront relativement peu de poids par rapport à des changements d'usage concernant de plus vastes surfaces. Cependant, les chiffres que nous obtenons ne sont pas négligeables. De plus, le gain potentiel par unité de surface est très important et les bénéfices environnementaux annexes (par exemple, lutte contre l'érosion) pourraient justifier l'adoption de ces pratiques dans certaines situations. Il est à noter toutefois que l'enherbement des sols de vignes et de vergers est déjà en partie pratiqué.

4.2.2.5. Développement des cultures intermédiaires

Nous faisons ici l'hypothèse du développement de cultures intermédiaires sur 0,5 à 2,5 millions d'hectares.

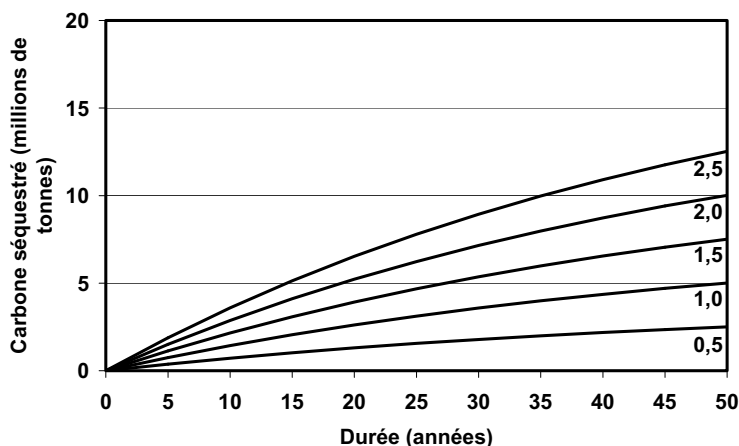


Figure 4-12. Stockage additionnel dans le sol lié à la mise en place de cultures intermédiaires sur des surfaces allant de 0,5 à 2,5 millions d'hectares.

Pour une hypothèse maximale théorique de 4 millions d'hectares, le stockage sur 50 ans serait de 0,4 million de tonnes par an.

Surfaces concernées	0,5 Mha	1 Mha	1,5 Mha	2 Mha	2,5 Mha
Stockage annuel sur 20 ans	0,07 MtC	0,13 MtC	0,19 MtC	0,26 MtC	0,33 MtC
Stockage annuel sur 50 ans	0,05 MtC	0,10 MtC	0,15 MtC	0,20 MtC	0,25 MtC

Tableau 4-11. Stockage additionnel de carbone dans le sol lié à la mise en place de cultures intermédiaires.

Conclusion partielle

Des divers scénarios testés, il ressort que le potentiel maximal de stockage additionnel des sols français est de l'ordre de 3 à 5 millions de tonnes de C par an pour une durée de 20 ans. Une combinaison d'hypothèses plus réalistes donne des chiffres de stockage additionnel de l'ordre de 1 à 3 millions de tonnes par an. Compte tenu de l'ordre de grandeur des surfaces en jeu, le semis direct, le développement des cultures intermédiaires et dans une moindre mesure (ou plus ponctuellement) l'enherbement des cultures pérennes sont des voies importantes à prendre en compte dans ces estimations.

Nos estimations donnent toutefois des potentiels beaucoup moins élevés que certaines estimations de la littérature (Smith et al., 1997a et b, 1998, 2000). Les principales raisons à ces différences tiennent d'une part dans les estimations moyennes du stockage qui sont plus faibles dans notre expertise que celles observées dans la littérature (Smith et al., 1997, 1998, 2000 ; Freibauer et al., 2002) ; d'autre part, ces différences sont également liées aux hypothèses des changements des surfaces en jeu utilisées pour les simulations ainsi qu'aux hypothèses de durabilité des pratiques. En effet, nous avons limité les surfaces en tenant compte de considérations quant à la faisabilité (par exemple, en excluant certains sols de l'adoption du semis direct), et à la durabilité (par exemple, en considérant que les parcelles en travail réduit seraient labourées une année sur quatre). Enfin, certaines hypothèses (comme celle de l'utilisation des fumiers pour augmenter le stockage global des sols agricoles) n'ont pas été retenues dans notre analyse.

Il convient de noter que ce stockage potentiel est relativement faible en valeur absolue, mais qu'il demeure important vis-à-vis de l'effort à consentir pour respecter nos engagements. Il faut cependant insister sur le fait qu'il reste limité dans le temps et dans l'espace. Il s'agit donc d'une solution finie, qui peut permettre une certaine flexibilité vis-à-vis des engagements de Kyoto, mais qui ne constitue en aucun cas une solution durable à long terme.

Un autre point important à considérer est la durabilité des changements d'usage. Le bénéfice du stockage ne se maintiendra que si les pratiques ayant permis cette augmentation sont poursuivies. D'autre part, il peut être stratégiquement aussi important – voire plus – d'éviter de nouveaux déstockages (par exemple, le retournement de prairies ou la déforestation) que de chercher à créer de nouveaux puits.

Il est à noter que les tendances actuelles de l'évolution de l'occupation des sols, enregistrées entre les recensements agricoles de 1988 et 2000 (Agreste 2000), font état d'une diminution des prairies permanentes et d'une augmentation des terres labourables, avec une augmentation très nette des prairies temporaires. Le gel des terres instauré en 1992 se traduit par une très forte progression des jachères, de l'ordre d'un million d'hectares. Les taillis, bois et forêts agricoles et les peupleraies sont en régression. Ces différentes évolutions ayant des effets souvent inverses sur le stockage en C des sols, il est difficile de mesurer leur impact global par les seules comptabilités des surfaces. Seul l'accès aux matrices de changement d'occupation permettra de réaliser une comptabilité fiable.

En effet, la seule comptabilité des surfaces ne permet pas d'avoir accès à l'histoire de ces dernières, qui est primordiale à connaître pour calibrer les tendances évolutives liées à un changement.

Nous abordons ce point, ainsi que celui de la vérification du stockage effectif, dans le chapitre suivant.

4.3. Quels outils d'évaluation des stocks et des flux, et de contrôle de l'effet des pratiques mises en œuvre ?

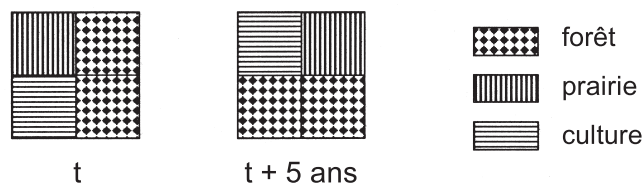
(D. Arrouays, N. Saby, M.F. Slak, L. Guichard, J. Balesdent, G. Richard, J. Roger-Estrade, J.F. Soussana)

Dans ce chapitre, nous traitons des outils de contrôle de l'effet de pratiques mises en œuvre dans le but de stocker du carbone dans les sols. Le contrôle de l'application et de l'effet des changements d'usage ou de pratique comprend deux estimations distinctes : (i) une évaluation des surfaces soumises à ces changements, (ii) une mesure des stockages additionnels provoqués par ces changements. Nous traitons successivement ces points dans les § 4.3.1. et 4.3.2.

4.3.1. Evaluation des surfaces soumises à des changements

Une évaluation des surfaces concernées par les changements d'usage ou d'activité sera nécessaire pour estimer les stockages associés. Pour une comptabilité la plus juste possible, les estimations de surfaces ne devront pas être indépendantes les unes des autres, mais devront être liées par des matrices de changement d'occupation. Ceci est particulièrement important pour ce qui concerne le carbone du sol, car les dynamiques sont longues et reflètent fréquemment des états de transition liés aux états passés. De plus, les cinétiques ne sont fréquemment pas symétriques selon que l'on passe d'un usage A à B ou l'inverse (cf. Partie 3.).

Ainsi, connaître statistiquement la répartition des occupations du sol à deux instants distincts ne renseigne pas sur les modalités de passage entre ces deux états, qui sont pourtant primordiales à connaître pour le bilan carboné du sol.



Le schéma simple ci-dessus illustre un changement d'occupation se traduisant par une proportion identique des surfaces consacrées à trois occupations. Malgré cette proportion identique, si l'on considère que les usages au temps t étaient à l'équilibre et que l'on applique les modèles d'évolution définis dans la Partie 3., ce changement provoque, du fait de la non-symétrie des dynamiques (cinétiques de déstockage plus rapides que celles de stockage), une baisse globale d'environ 1% du C stocké dans le sol en 5 ans.

Les usages des sols peuvent être soumis à des rotations (par exemple, des successions culturales types), ou bien présenter des cycles sur des périodes plus longues (par exemple, coupe des forêts et reforestation). Les méthodes pour suivre ces changements devront être adaptées à ces échelles de temps, faute de quoi les estimations de changement pourraient ne représenter que des artefacts liés à la différence entre deux photographies instantanées des usages. En résumé, les méthodes choisies pour comptabiliser les surfaces devront être comparables et stables dans le temps et dans l'espace, et capables d'identifier les pratiques et activités volontaires.

En ce qui concerne l'évaluation des surfaces, il convient de distinguer les changements détectables sur de grandes surfaces au moyen des outils tels que la télédétection de ceux qui ne peuvent se réaliser que par un contrôle au sol. Certains outils se prêtent particulièrement à la comptabilisation sur de vastes surfaces : il s'agit d'une part des données issues du traitement d'images satellitaires (par exemple, pour la détection de prairies permanentes et des forêts), et d'autre part des outils développés dans le cadre des statistiques agricoles (par exemple, TERUTI). Concernant les changements de pratiques, des procédures d'enquête ou de contrôle apparaissent nécessaires. Ces dernières pourraient s'appuyer sur des enquêtes existantes (cf. infra) ou être mises en œuvre dans le cadre des CTE.

4.3.1.1. Evaluation de surfaces soumises à une occupation donnée

L'évaluation des surfaces soumises à une occupation donnée peut être réalisée de façon exhaustive ou sur un échantillonnage stratifié. Nous citons ici les principales sources utilisables actuellement en France sur l'ensemble du territoire métropolitain.

Les données du RGA, donnent un accès aux principales utilisations agricoles à une échelle cantonale, avec un pas de temps de 10 ans. Le maillage original est la commune, mais d'une part, il présente un biais induit par la localisation du siège de l'exploitation, et d'autre part, les contraintes liées au secret statistique ne permettent pas de donner de chiffres pour les communes comprenant moins de 3 exploitations⁶. Ces données donnent les grandes tendances en matière d'occupation des sols utilisés par l'agriculture. Elles ne permettent toutefois pas de construire une matrice des changements, ni de géoréférencer précisément ces derniers. Elles présentent en outre l'inconvénient de ne s'intéresser qu'aux activités agricoles au sens strict.

Les données de **l'enquête TERUTI** sont issues d'enquêtes annuelles à échantillon constant sur des plages temporelles d'environ 10 ans – par exemple, 1982 à 1990, puis 1992 à 2001. Elles permettent de connaître les transitions entre occupations au fil des années sur un même emplacement, et ceci concerne un total de 550 000 emplacements d'observation ("points"). Cela permet en particulier de suivre les successions de cultures dans les zones agricoles. Les observations sont fondées sur une stratification du territoire en 4 700 mailles, à l'intérieur desquelles est déterminé un sous-échantillon à partir de photographies aériennes, puis de grilles de 36 points apposés sur ces photographies. Ce maillage assure le suivi de 36 points par photo, représentatifs d'1 point pour 100 ha. Les données sont agrégées par le SCEES à l'échelle de la France entière, de la région, du département, voire de la petite région agricole (700 en France) : les données individuelles sont disponibles mais sans localisation par petite région⁷. Il existe en projet, à l'échelle européenne, la mise en place d'un réseau d'acquisition de données concernant l'occupation des sols et les pratiques culturales, nécessitant l'harmonisation des différents réseaux existants, qui pourrait déboucher sur quelques modifications touchant TERUTI⁸. Le principal intérêt des données TERUTI, dans le cadre qui nous intéresse, est qu'elles donnent accès à une matrice de changements d'occupation. En revanche, elles ne permettent qu'une estimation

6. L'agrandissement des exploitations observé lors de chaque nouveau recensement accentue la difficulté : de plus en plus de communes ne dépassent plus le nombre de trois exploitations.

7. D'autres agrégations sont envisageables en partenariat avec le SCEES. Par exemple, pour des études concernant les évolutions de structures d'occupation des sols, des mobilisations d'information par grille de 36 points ont été effectuées. Une étude a également été conduite à partir de cette enquête pour apprécier les successions culturales en 1993.

8. Il s'agit de l'enquête LUCAS, qui sera évoquée en fin de ce chapitre.

statistique précise, et non une comptabilisation exhaustive des surfaces totales en jeu, ni un géoréférencement exhaustif des changements (du moins pour ce qui concerne les enquêtes conduites jusqu'ici⁹). En toute rigueur, elles sont utilisables dans le cadre des accords de Marrakech, qui stipulent simplement que les changements d'usages devront être identifiables, explicitement ou statistiquement, au sein d'entités géographiques naturelles, légales ou administratives.

Une enquête SCEES a été réalisée en 2001 sur des parcelles issues du réseau TERUTI pour connaître les pratiques agricoles sur les principales cultures (10 espèces et prairies temporaires). Cette enquête fournit des renseignements sur le mode de travail du sol, la fertilisation, la protection phytosanitaire, les rendements...

Cette enquête devrait être reconduite tous les 4/5 ans. Le dépouillement de la campagne 2001 est en cours. Une partie de ce dépouillement pourrait présenter un intérêt en ce qui concerne certaines pratiques jugées stockantes, car il permet de répondre à des questions concernant la gestion de l'interculture et le mode de travail du sol.

Les déclarations PAC fournissent des renseignements plus précis que le RGA (car sans biais par rapport à la localisation du siège d'exploitation). Actuellement, les données sont agrégées au niveau de la commune et permettent de connaître l'assolement communal des parcelles déclarées, mais cette agrégation ne permet donc pas l'accès aux successions de culture. Cependant, cette reconstitution des successions pourrait être possible sous réserve de disposer des données individuelles rendues anonymes. Ces données sont toutefois entachées d'un biais important, dans la mesure où tous les agriculteurs ne déclarent pas et où les cultures ne font pas toutes l'objet de déclarations PAC (la viticulture n'est pas concernée par exemple).

L'inventaire forestier national (www.ifn.fr) établit en France la statistique sur la ressource forestière. A ce titre, ce service établit tout d'abord une analyse régulière des occupations des sols par analyse de photographies aériennes. Il y a donc là une source de données dont la nomenclature est moins détaillée que celle de TERUTI, mais portant sur l'ensemble du territoire, et permettant donc un calage des informations provenant d'autres sources. Dans la mesure où entre chaque cycle d'inventaire, l'IFN inventorie les occupations des sols forestières et non forestières – en particulier les occupations agricoles –, on peut trouver dans ses bases de données des estimations des changements de surfaces respectivement agriculture vers forêt et forêt vers agriculture ou artificialisation. Ces estimations concernant l'ensemble du territoire et étant issues de photo-interprétations non satellitaires pourraient permettre de construire des estimateurs probablement meilleurs que les traitements d'images satellitaires disponibles par ailleurs. Les coûts de ces traitements étant déjà en large partie assumés par l'IFN pour ses propres besoins, le surcoût généré pourrait être limité (du moins négociable avec l'IFN).

Ensuite, l'objectif principal de l'IFN portant sur l'estimation des ressources forestières, une analyse plus détaillée concerne les surfaces forestières. Les essences sont identifiées et la nature des formations, des modes de gestion également. De telles informations stockées au sein de Systèmes d'Information Géographique pourraient être croisées avec d'autres bases de données, concernant les sols en particulier. La connaissance détaillée des essences est atteinte par des photo-interprétations

9. L'enquête LUCAS disposera, elle, d'un géoréférencement et d'une permanence d'échantillonnage au-delà de la période de 10 ans à laquelle se limite TERUTI.

complétées par des enquêtes de terrain, permettant des estimations de proportions d'essences par département ou région forestière.

L'inventaire forestier procède également à des observations écologiques, incluant des observations pédologiques et floristiques. Un couplage des informations de l'inventaire forestier et du réseau de suivi de la qualité des sols serait probablement intéressant à favoriser. L'avantage est ici de disposer de personnels techniques déjà formés à la collecte d'information concernant l'occupation des sols, les changements d'occupation des sols, l'observation du sol et des humus forestiers.

Sachant que les contributions au stockage de carbone sont variables selon les essences, le suivi des évolutions des proportions des différentes essences pourrait constituer une information intéressante. Une difficulté sera liée à la temporalité de renouvellement de l'information : tous les départements ne sont pas traités la même année.

	RGA	PAC	TERUTI	SCEES	IFN
Type de données	Occupation du sol	Occupation du sol	Occupation du sol	Pratiques agricoles	Occupation du sol, pratiques sylvicoles
Echelle d'acquisition	A l'exploitation	A la parcelle à l'exploitation	1 point/100 ha échantillon constant (sur un pas de temps de 10 ans)	Sous-échantillon à partir d'emplacements de sondage de TERUTI	Photographies aériennes + placettes échantillons
Pas de temps	Tous les 10 ans, dernier en 2000	Tous les ans	Tous les ans	Tous les 4/5 ans, premier en 2001	Tous les 10 ans environ
Agrégation	A la commune (biais localisation siège exploitation)	A la commune (biais uniquement les "déclarants")	A la petite région agricole. Localisation des données possible...	?	A la petite région forestière, localisation des données d'occupation possible

Tableau 4-12. Récapitulatif des données d'enquête utilisables.

Ces informations peuvent être exploitées en partie pour construire des matrices de changement d'occupation du sol et pour obtenir un certain nombre de renseignements sur les pratiques. En revanche, aucune de ces données ne fournit à la fois un géoréférencement précis des parcelles et une exhaustivité de couverture du territoire (seules les données IFN le permettraient, mais pour une nomenclature d'occupations très fruste, hors forêt).

Les données CORINE LAND COVER permettent une classification de l'occupation du sol en 44 postes principaux. Elles présentent une résolution géographique limitée, qui ne permettra pas un suivi de changements sur des surfaces réduites. Leur fréquence de mise à jour (actuellement environ 10 ans) est, en outre, incompatible avec la durée des périodes d'engagement. Néanmoins, la superposition des couches d'information devrait permettre une estimation des matrices de changements d'occupation pour plusieurs postes. En revanche, certains postes mixtes (par exemple, "occupation complexe") sont, par définition, peu utilisables pour la problématique des changements d'occupation.

En l'état actuel, il n'existe donc pas en France de programme d'inventaire permettant un géoréférencement précis de l'ensemble des changements d'occupation avec une résolution compatible avec les recommandations du LULUCF, et un pas de temps permettant un suivi durant la période d'engagement.

Le contrôle des occupations (principalement les matrices de changements d'affectation des terres entre terres arables, prairies permanentes et forêts) peut être obtenu par des contrôles au sol (a priori très coûteux) et/ou par l'utilisation de données satellitales ou aériennes. Le plus souvent, c'est une combinaison des deux approches qui devra être utilisée.

Nabuurs et al (2000) donnent un ordre de grandeur des coûts afférents au suivi de l'implantation de nouvelles forêts pour trois études de cas : ces coûts sont de l'ordre de 10 à 20 \$ par hectare de nouvelle forêt, selon la surface totale mise en jeu et son accessibilité pour des contrôles de terrain.

Les activités éligibles à l'article 3.4 sont a priori encore plus difficiles à vérifier que celles du 3.3. Comment, en effet, contrôler et vérifier l'absence de labour sur une surface convertie au semis direct ?

Stricto sensu, la vérification supposerait le géoréférencement puis l'échantillonnage en début et fin de période d'engagement de chaque zone sujette à une activité au titre de l'article 3.4, et la comparaison avec un nombre suffisant d'échantillons issus de zones témoins. Un nombre d'échantillons autorisant une bonne puissance statistique serait requis. Les échantillons de sol et de végétation seraient archivés et les données obtenues seraient agrégées afin d'obtenir une estimation au plan national. Des méthodes indépendantes seraient, par ailleurs, nécessaires pour fournir un second jeu indépendant de données pouvant servir à la vérification. Cette procédure serait extrêmement lourde à mettre en œuvre au plan national et les coûts seraient totalement prohibitifs.

Les méthodes disponibles pour estimer les surfaces soumises à des changements d'occupation sont variées et diffèrent quant à l'exhaustivité de leur couverture, leur coût, et leurs résolutions temporelles et spatiales.

Les inventaires au sol peuvent couvrir la totalité du territoire, ou bien être issus d'échantillonnages (par exemple TERUTI en France, ou National Resources Inventory aux USA). Ces échantillonnages peuvent être aléatoires, ou fondés sur une grille systématique, ou encore stratifiés. Le retour sur les mêmes points permet de bâtir une matrice des changements d'occupation. Les incertitudes liées à cette méthode ont été décrites par Barr et al. (1993).

Le recours à l'interprétation de photographies aériennes peut être envisagé pour de faibles superficies (en raison du temps nécessaire). Ces photographies peuvent également être utilisées pour un échantillonnage.

Du fait de la lourdeur des inventaires au sol ou par photographies aériennes, un échantillonnage est fréquemment réalisé pour obtenir une matrice de changement d'occupation. Le Royaume-Uni, par exemple, dispose de matrices de changements d'occupation construites de cette façon (Barr et al., 1993). Les zones échantillonnées couvrent 1 km² et représentent actuellement un peu moins de 600 points. Une approche similaire pourrait être envisagée sur le territoire français, dont le plan d'échantillonnage pourrait être constitué de cellules centrées sur les points du Réseau de mesure de la qualité des sols.

L'utilisation de traitements numériques de données satellitales est actuellement le seul moyen d'obtenir à coût raisonnable une couverture exhaustive de grands territoires. Les principales difficultés liées à cette technique sont liées à la grande quantité de données à traiter, aux erreurs dues à la classification automatique, ainsi qu'à la présence inévitable de pixels "mixtes", d'autant plus fréquents

que leur taille est importante. La conséquence est que les taux d'erreur d'affectation des surfaces peuvent fréquemment atteindre 10 à 15%, et que le contrôle au sol (vérité "terrain") est indispensable pour valider les estimations. Plus les dimensions des unités d'occupation sont petites en regard de la taille du pixel, plus la proportion de pixels mixtes et les erreurs d'affectation sont importantes. Si l'ensemble des changements d'occupation (incluant par exemple les successions culturales, ou le taux de couverture hivernale du sol) doit être suivi, la fréquence des images à traiter risque de devenir prohibitive, et le risque de confusion augmentera considérablement.

Quoi qu'il en soit, ce type d'approche ne permet actuellement de cartographier ou de réaliser des matrices de changements d'occupation que sur des critères regroupant des catégories relativement larges (par exemple terres arables, forêts de résineux, forêts de feuillus, forêts mixtes, vignes et vergers, prairies permanentes...), mais ne permet pas d'obtenir des informations sur les pratiques appliquées sur ces surfaces (niveau d'intensification, mode de travail du sol...).

4.3.1.2. Evaluation des surfaces soumises à une pratique donnée

Une solution plus réalisable serait de comptabiliser et géoréférencer des surfaces soumises à un changement d'occupation ou de pratique au travers de déclarations des exploitants, par exemple dans le cadre de dispositifs tels que les CTE. Une procédure de contrôle statistique au sol de l'effectivité des activités déclarées pourrait être réalisée par un organisme indépendant sur un sous-échantillon réduit.

Outils	Fréquence	Matrice	géoréférencement	résolution	coût
RGA	10 ans	non	exhaustif	commune	Cher mais existe déjà
CORINE	10 ans	Oui pour les grands usages	exhaustif	250x250 m	Cher mais existe déjà
Classif. Télédétection	Infra annuelle	Oui pour les grands usages	exhaustif	De 30m à 1 km	Cher si fréquence élevée
Inventaires exhaustifs	Annuelle à pluri-annuelle	Oui pour tous usages	exhaustif	parcelle	Très cher
Inventaires sur échantillon	Annuelle	Oui pour tous usages	Uniquement sur échantillon	Parcelles de l'échantillon	Acceptable selon densité
dont TERUTI	Annuelle	Oui pour tous usages	Uniquement sur échantillon	Points de l'échantillon	Existe déjà
Contrôle et déclaration CTE	?	Oui pour tous usages et pratiques	Uniquement sur déclarations CTE	Parcelles déclarées	Sans doute très cher

Tableau 4-13. Récapitulatif des méthodes permettant le suivi de l'occupation des sols et des pratiques.

4.3.1.3. Perspectives offertes par la mise en place de l'enquête pilote communautaire LUCAS

LUCAS (Land Use / Cover Area frame statistical Survey) est un dispositif d'enquête établi par EUROSTAT en collaboration avec la DG Agriculture de la Commission européenne et le centre commun de recherches d'Ispra (JCR).

Fondée sur le principe de l'enquête française TERUTI, cette enquête par sondage vise à collecter une information homogène au niveau de tous les états membres, dont l'échantillonnage serait plus lâche que celui de TERUTI (maille de 18x18 km, grille de 10 points observés par maille), mais stable dans le temps et géoréférencé. Le dispositif n'observerait pas des groupes de 36 points comme pour l'actuel TERUTI, mais des groupes de 10 points (total de 100 000 observations pour l'Europe entière, alors que TERUTI en compte 550 000 pour le seul territoire français métropolitain).

LUCAS vise également à relever d'autres informations concernant des applications environnementales à venir. Les tests actuellement en cours portent sur des observations telles que le paysage – par photographies prises depuis chaque maille de 10 points –, le bruit (estimé qualitativement par l'enquêteur), l'érosion – bien difficile à observer aux époques de passage qui sont postérieures aux façons culturales –, les événements naturels, etc. L'évaluation de la pertinence de ces mesures étant actuellement en cours, il est probablement encore temps de suggérer à la Commission des adaptations du dispositif permettant d'atteindre des objectifs environnementaux plus faciles à recueillir par les enquêteurs que les données actuellement testées. Il pourrait par exemple être envisagé de demander des récoltes d'échantillons – ou d'autres observations accessibles avec un minimum de formation – aux enquêteurs, réduisant ainsi des coûts, puisque les frais de l'enquête sont déjà pris en charge par ailleurs.

Le dispositif est complété dans un deuxième temps par l'observation de 5 000 exploitations (enquête comparable à celle du SCEES en France, décrite ci-dessus). Treize des états membres se sont engagés dans le test de cette enquête en 2001 (pour plus d'information, voir le site de LANDSIS : <http://www.landsis.lu/projects/index.html> ; pour les premières applications en France : Bertin, 2001).

En tout état de cause, ce nouveau dispositif permettra non seulement de disposer de matrices, mais aussi d'informations par point géoréférencé de manière stricte, disposé de façon systématique sur tout le territoire européen. Par contre, sa configuration actuelle correspond à une densité d'information beaucoup plus réduite que l'enquête TERUTI française. Le dispositif comprend en plus de l'observation de l'occupation sur 10 points, également l'observation de "transects", lignes le long desquelles les enquêteurs relèveront le nombre des parcelles franchies et de structures linéaires croisées – haies en particulier. Ces informations ne comportent pas d'indication des longueurs des différentes composantes du transect, ce qui réduit peut-être leur intérêt quant à un suivi temporel. Là encore, des améliorations du protocole d'inventaire sont peut-être encore envisageables.

Outils	Fréquence	Matrice	géoréférencement	résolution	coût
LUCAS	Annuel	oui	exhaustif	Point d'observation + transect	Cher mais existe déjà, dimension européenne du dispositif

De plus LUCAS comporte un deuxième volet concernant les pratiques agricoles, tout comme l'enquête SCEES décrite plus haut et dont il est l'extension au niveau européen.

4.3.2. Contrôle du carbone stocké dans les sols

(D. Arrouays, N. Saby, G. Richard, J. Balesdent, J.F. Soussana)

Il est impossible, pour des raisons de coût et de logistique, de réaliser un suivi in situ de toutes les parcelles afin d'en mesurer le stockage de carbone.

Les solutions proposées par le rapport SR LULUCF comprennent l'utilisation d'essais de longue durée accessibles pour une vérification externe, l'utilisation de modèles, le développement de réseaux de surveillance, la mesure de flux.

4.3.2.1. Revue des méthodes applicables

- *Les essais de longue durée*

Les essais de longue durée restent relativement peu nombreux en France et dans le monde. L'essai le mieux documenté en France est celui de Boigneville. Une description de cet essai et des résultats obtenus est fournie dans le § 3.2.1. Plusieurs autres essais ont été mis en place en France, principalement pour des objectifs d'ordre agronomique. Une récente enquête menée par un groupe de travail ADEME/INRA/ITCF/AGPB a recensé plus d'une trentaine d'essais, dont les résultats devraient être utilisés pour calibrer un modèle de la dynamique du carbone dans le cadre d'un travail de thèse à venir. Compte tenu du faible nombre d'essais, le problème principal de leur utilisation à des fins de vérification est la définition de leur domaine d'applicabilité spatial et temporel.

Au plan spatial, les essais peuvent en effet donner des résultats divergents en fonction des conditions pédo-climatiques : Smith et al. (1997) utilisent par exemple 17 essais pour calculer des stockages additionnels potentiels liés à l'abandon du travail du sol en Europe. Ils retiennent une valeur moyenne de stockage additionnel de 0,73% par an. Dans le détail cependant, les différences entre les essais varient très fortement, de -0,58% à 2,12% par an.

Au plan temporel, peu d'essais ont un recul suffisant pour extrapoler des tendances sur de longues durées : dans la même étude (Smith et al., 1997), les gains annuels de stockage sont extrapolés sur des durées de 50 à 100 ans, alors que les essais pris en compte ont des durées variant de 2 à 23 ans, et une durée moyenne de 5,5 ans. Le danger est alors grand d'extrapoler des dynamiques de pas de temps court sur des durées abusivement longues.

Un autre problème temporel est l'extrapolation au temps présent de dynamiques passées. Sur le long terme, des dynamiques décrites sur des essais ayant 50 ans, se sont produites sous des climats et avec des techniques et des niveaux de rendements différents de ceux d'aujourd'hui. Enfin, les essais de longue durée installés à des fins de recherche présentent également fréquemment des modalités fixées qui ne reflètent pas toujours la réalité agricole, en ce qui concerne la diversité des itinéraires techniques ou des changements de spéculation sur de longues durées.

En tout état de cause, s'ils sont particulièrement utiles pour la recherche sur les mécanismes de stockage/déstockage du carbone dans le sol, les essais de longue durée ne sont pas suffisamment nombreux en France et dans le monde pour rendre compte de la diversité des situations agro-pédo-climatiques.

- **Utilisation de modèles**

Les intérêts et limites des principaux modèles de la dynamique du C dans les sols sont décrits au § 2.1.2. Par rapport aux limites des essais de longue durée évoquées plus haut, l'utilisation de modèles s'avère une solution séduisante, dans la mesure où la plupart des modèles disponibles prennent explicitement en compte une part de variabilité de la dynamique liée à des facteurs ayant une variabilité spatiale (par exemple, variables climatiques, teneur en argile...). Ceci permet en théorie, et si l'on est capable de spatialiser ces paramètres, de rendre mieux compte de la variabilité spatiale des évolutions (Lee et al., 1993).

La structure des modèles et le nombre de paramètres en jeu étant complexe, le risque est cependant grand de perdre en transparence dans les estimations. Parmi les limites rencontrées par l'utilisation des modèles, outre l'accessibilité aux données d'entrée, on peut citer le problème de la calibration de l'état initial, de l'estimation des flux entrants, ainsi que le fait que relativement peu de modèles prennent actuellement en compte de façon explicite les effets de gestion et de travail du sol, et les interactions entre le travail du sol et la texture.

Si des modèles doivent être utilisés à des fins de vérification, ils devront être parfaitement décrits, archivés et accessibles, et assortis de données de validation indépendantes, acquises sur des sites n'ayant pas été utilisés pour leur calibration initiale. Une alternative à l'utilisation de modèles complexes est l'utilisation de modèles de type statistique (par exemple, Smith et al., 1997), ou issus d'ajustements de fonctions numériques (voir par exemple Arrouays et al., 1996, ou bien les fonctions proposées dans la Partie 3).

- **Réseaux de mesures**

Un réseau de mesures de type "monitoring" permettrait une validation statistique des résultats de la modélisation. Il permettrait également de disposer de jeux de données sur des situations variées, dont le traitement statistique permettrait ensuite d'affecter à chaque surface comptabilisée une quantité de carbone stockée ou déstockée, et de moduler cette quantité en fonction de paramètres pédologiques ou climatiques.

Le coût de mise en place du Réseau de mesures de la qualité des sols peut être évalué à environ 1,5 millions € par an. A ce coût, il conviendrait d'ajouter celui de l'installation de sites complémentaires dans plusieurs cas. Si l'on désire détecter des changements dans des durées compatibles avec la période d'engagement, il faudrait également envisager le coût d'une vérification indépendante par d'autres opérateurs. L'ensemble pourrait amener à en doubler le coût total. De plus, un problème d'ordre logistique est susceptible de survenir si la vérification est à réaliser aux deux bornes strictes de la période d'engagement.

Une autre source de vérification pourrait être fournie par l'analyse de la teneur en C et le géoréférencement des nombreux prélèvements destinés à l'analyse des reliquats azotés, ainsi que ceux destinés aux analyses de terre de façon générale. Cette hypothèse ne permettrait toutefois que de déterminer les variations de teneurs, et non des variations de stocks en l'absence d'un suivi de la densité apparente.

- **Mesures de flux**

Les mesures de flux sont également évoquées dans le rapport SR LULUCF comme outil possible de vérification. Leur intérêt principal pour la vérification est leur indépendance vis-à-vis des mesures de stocks. Cependant, outre le fait que les dispositifs sont chers (environ 50 000 € par mât de mesure équipé) et encore relativement limités dans leur extension spatiale, le rapport note que ces mesures ne sont pas encore suffisamment précises pour être utilisées en routine pour la vérification des bilans de CO₂.

Avec les mesures de flux, l'ensemble des échanges de l'écosystème est mesuré, ce qui peut constituer un avantage si l'on doit tenir compte dans l'inventaire des stocks de carbone à la fois du sol, des racines, et de la végétation aérienne. De plus, les mesures de flux permettent de connaître la variabilité interannuelle des échanges de CO₂ avec l'atmosphère, une donnée qui n'est pas accessible par la mesure des stocks de carbone du sol. Ce point semble important, si l'on doit tenir compte (à partir de la seconde période d'engagement) de la ligne de base, c'est-à-dire des dérives des échanges nets de CO₂ des écosystèmes sous l'effet du changement climatique ou de pratiques antérieures.

De nouvelles recommandations doivent être faites par un groupe de travail du GIEC sur les bonnes pratiques en matière d'inventaire des puits biosphériques de carbone. Si ce groupe recommande d'évaluer les variations des stocks de carbone de l'ensemble de l'écosystème (et non seulement du carbone du sol ou du bois) en tenant compte de la ligne de base, une méthode de vérification combinant mesure de flux et modélisation pourrait être mise au point :

- établissement de la ligne de base : mesure sur des sites témoins (sans changement de gestion) des échanges nets de CO₂ de l'écosystème par des méthodes de flux et de leur variabilité interannuelle ;
- vérification des effets de pratiques LULUCF sur les flux de CO₂ en quelques sites de référence ;
- modélisation des échanges de CO₂ des écosystèmes, paramétrisation par comparaison aux sites de mesure et extrapolation spatiale (basée en partie sur la télédétection).

Cette méthode de vérification basée sur les flux n'est cependant pas encore opérationnelle, et sa mise au point nécessitera un important effort de recherche. Enfin, il faut remarquer que les mesures de flux sont les seules permettant une évaluation des échanges concernant les gaz à effet de serre autres que le CO₂.

Pour la vérification, une autre méthode consisterait en des contrôles répétés au sol des stocks de carbone (monitoring) dans des sites indépendants de ceux utilisés pour établir les inventaires. Cette méthode pourrait offrir une garantie suffisante. Les résultats de ce monitoring pourraient être utilisés à des fins statistiques (par exemple comme nous l'avons simulé plus haut), afin d'évaluer des stockages moyens sur le territoire, ou bien pour valider ou recalibrer des modèles globaux permettant une meilleure appréhension spatiale des évolutions. Dans le chapitre qui suit, nous analysons la faisabilité d'une vérification en utilisant les résultats du Réseau de mesures de la qualité des sols qui est actuellement mis en place.

4.3.2.2. Test de l'application du réseau de monitoring

Nous avons réalisé plusieurs simulations, afin de déterminer si des dispositifs de surveillance du stockage de carbone dans les sols pouvaient permettre un contrôle fiable et vérifiable de ce stockage. Nous nous sommes principalement fondés sur le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) actuellement mis en place en France (environ 2 100 placettes qui seront suivies selon un pas de 5 ans)

afin de déterminer, sous différentes hypothèses, si un tel dispositif pouvait détecter des changements significatifs. Nous avons également testé la mise en place de réseaux spécifiques dédiés aux changements des terres "Kyoto".

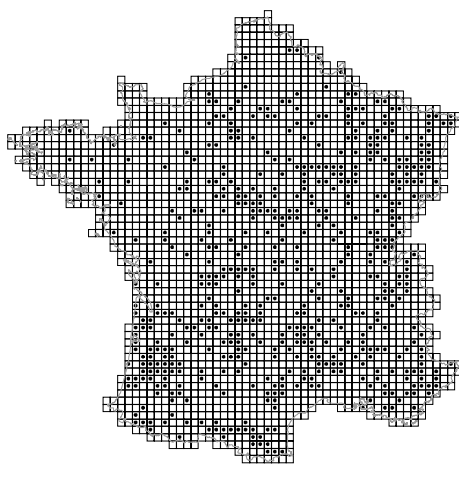


Figure 4-13. Réseau de mesures de la qualité des sols. Maille de 16x16 km. Les points noirs figurent le réseau européen de suivi des dommages forestiers.

Le Réseau de mesures de la qualité des sols est fondé sur une maille qui prévoit un emplacement théorique d'un site aux nœuds d'une grille dont le pas est 16x16 km. Comme le réseau n'est pas encore physiquement installé sur la majeure partie du territoire, nous avons procédé par simulation.

- ***Simulation du réseau de surveillance***

Emplacement du site de surveillance

L'expérience de mise en place concrète du réseau de surveillance montre qu'il est quasiment impossible de positionner le site à l'emplacement exact prévu par la grille théorique. Cette impossibilité tient à deux raisons principales : les emplacements théoriques sont parfois localisés sur des lieux ne permettant pas leur qualification (aires bétonnées ou trop artificialisées, jardins...); il n'est pas toujours facile d'obtenir l'accord de l'exploitant pour la mise en place du site et pour répondre au questionnaire concernant l'historique du site et les pratiques agricoles. Compte tenu de ces contraintes, **une tolérance de 1 km** autour du point théorique a été mise en place pour la sélection du site. Nous avons simulé cette tolérance d'implantation du réseau en générant au sein de chaque maille un point placé au hasard dans un rayon de 1 km autour du point dit théorique.

Détermination du stock de carbone

Dans un premier temps, le travail consiste à obtenir en tout point du territoire français une valeur probable du stock de carbone contenu dans les sols afin de l'affecter aux sites du réseau de surveillance. Arrouays et al. (2001) ont calculé des statistiques sur les stocks de carbone. Ces statistiques fournissent la moyenne, la médiane et le coefficient de variation du stock de carbone associés à une combinaison donnée de type de sol et d'occupation du sol ("Sol x occupation"). La valeur du stock de carbone pour une combinaison donnée suit une loi de type "log normal" (Figure 4-14).

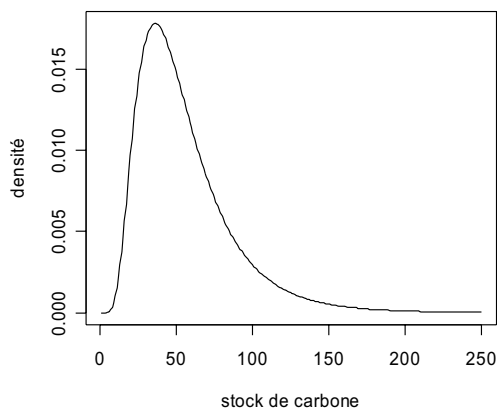


Figure 4-14. Exemple de loi de distribution du stock de carbone associé à la combinaison "Cambisol x terres arables".

La carte d'occupation du sol CORINE (CEC, 1993) et la base de données géographiques des sols de France au 1/1 000 000 (King et al., 1999) ont été croisées afin de disposer en tout point du territoire d'une valeur de combinaison "Sol x occupation". Cette information a été ensuite croisée avec le réseau de surveillance, afin d'affecter à chaque site une valeur de la combinaison "Sol x occupation". Enfin, une valeur de stock de carbone a été affectée à chaque site du réseau, grâce à un tirage aléatoire dans la distribution "log normal" de la combinaison "Sol x occupation" concernée.

- ***Contrôle de la stabilité des valeurs moyennes fournies par le réseau simulé***

Nous avons mesuré la stabilité du réseau simulé en procédant en deux temps. D'une part, nous avons généré 100 réseaux en faisant varier l'emplacement des sites aléatoirement dans un rayon de 1 km autour des points théoriques. D'autre part, en utilisant le réseau théorique, nous avons effectué 500 répétitions du tirage des stocks de carbone dans les différentes lois.

Dans les deux cas, la moyenne du stock de carbone sur l'ensemble du réseau est calculée à chaque répétition (100 fois dans le premier cas, 500 fois dans le second). Les distributions de ces moyennes des 2 populations sont ensuite représentées sous forme d'histogrammes afin de vérifier leur stabilité.

- ***Evaluation de la variabilité opératoire analytique intra-placette***

A partir d'essais préalables de répétitions intra-placette, nous avons retenu l'hypothèse selon laquelle la variabilité opératoire sur une placette se traduit par une erreur égale à $\pm 5\%$ de la valeur moyenne. Signalons que cette variabilité relativement faible ne peut être obtenue qu'en utilisant une forte densité d'échantillonnage (cf. § 2.1.4.). Une autre variabilité du même ordre de grandeur, issue de la variabilité de l'évolution du site, a été simulée.

Ainsi, à chaque fois que le stock de carbone est simulé au niveau d'un site, on effectue après la simulation d'une valeur théorique un nouveau tirage aléatoire dans la distribution normale de moyenne égale à la valeur simulée précédemment, et d'écart-type égale à 10% de cette moyenne. De cette manière, nous simulons une erreur à la mesure à chaque date.

- ***Détection des variations de stock à l'aide du réseau de surveillance***

Etudier les variations de stock à l'aide du réseau de surveillance consiste à comparer les valeurs de stock mesurées en chaque site à une date t par rapport à celles mesurées à une date t_0 .

D'un point de vue statistique, ces populations de sites (à la date t et à la date t_0) sont considérées comme dépendantes et sont dites appariées. Ainsi, toute variation de stock de carbone au niveau du

territoire français peut être détectée par le réseau de surveillance si les moyennes des différences de stocks d sur les populations sont significativement différentes au risque α . En d'autres termes, la méthode revient à mettre en œuvre un test bilatéral de comparaison de la moyenne des différences de stock à la valeur théorique 0. Ce test consiste à calculer une quantité z_o qui dépend des moyennes et des variances de l'échantillon constitué des différences de stocks. Dans notre cas, la formule de z_o s'écrit :

$$z_o = \frac{m_d}{\sqrt{\frac{1}{n} s_d^2}} \quad (1) \text{ Où } m_d \text{ et } s_d^2 \text{ sont les moyennes et variances observées de la différence de stock entre les deux échantillons } t \text{ et } t_0.$$

Une hypothèse du test est la normalité de la population des différences (et non des deux populations d'origine).

D'autre part, selon que la taille de l'échantillon est supérieure ou inférieure à 30, la quantité z_o est comparée soit à la loi normale centrée réduite, soit à la loi de Student à $(n-1)$ degrés de liberté. Ainsi, on conclut que la moyenne des différences est significativement différente de la valeur théorique 0 si la quantité z_o est supérieure ou égale à la valeur de la loi pour le seuil de signification retenu. Nous avons choisi de retenir les seuils de signification à 5% et 10%. Dans notre étude, nous avons effectué 30 répétitions de mise en place du test.

• *Hypothèses de travail*

Cette partie décrit les différents scénarios retenus dans la modélisation des variations des stocks de carbone liés à des changements d'usage ou de pratique des sols. Dans un souci de clarté, seuls les sites de surveillance se situant au niveau des points théoriques seront retenus pour les simulations.

Le travail a pour objectif de savoir si le réseau de surveillance est capable de détecter les variations de stock de carbone et, si oui, de savoir au bout de combien de temps la variation peut être significativement détectée.

Le semis direct

Dans un premier temps, nous avons étudié une évolution de pratique culturale correspondant au passage à un travail réduit du sol : le "semis direct". Dans ces conditions, le stockage de carbone ne dépasse pas 12 tonnes par ha (cf. fiche "semis-direct", Partie 3.) et suit une loi du type exponentielle (Figure 4-15).

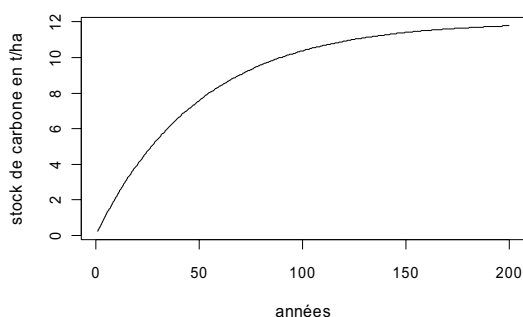


Figure 4-15. Loi de stockage de C lors d'une réduction du travail du sol.

La simulation consiste à faire l'hypothèse que le changement de pratique s'effectue sur une certaine surface des terres arables, par exemple 20%. Nous avons considéré que le changement de pratique s'effectue en une année. Pour le mettre en œuvre au niveau du réseau de surveillance, nous avons tiré

au hasard à hauteur de 20% parmi les sites ayant une occupation de type "terres arables". Ces sites sont affectés d'un stockage de carbone correspondant à la loi décrite ci-dessus, et modulé par une variabilité aléatoire de $\pm 10\%$ autour de cette loi. Le fait de supposer qu'une modification portant sur 20% des terres arables se retrouvera sur 20% des points du réseau situés en terre arable est une approximation.

Plusieurs scénarios sont envisageables pour mettre en œuvre le test de détection de la variation.

Réseau "terre arable" sans suivi des pratiques

L'absence de suivi des pratiques culturales au niveau des sites de surveillance ne permet pas de savoir quels sites ont vu les pratiques culturales évoluer en "semis direct". Cette hypothèse conduit à mettre en place le test de détection de la variation sur l'ensemble de la population des sites déterminés comme ayant une occupation de type "terres arables".

Réseau "semis direct" avec suivi des pratiques

En disposant de suivis des pratiques culturales, il est possible de discerner, au sein de la population des sites déterminés comme ayant une occupation de type "terres arables", ceux ayant subi le changement de pratique. Le test de détection de la variation est alors effectué sur cette sous-population.

Réseau "semis direct" spécifique

La mise en place d'un réseau spécifique consiste à multiplier les sites de mesures dans les lieux d'intérêt. Dans notre cas, mettre en place un tel type de réseau consiste à multiplier les sites de mesures dans les zones de terres arables qui ont subi le changement de pratique.

L'intérêt de sa mise en place réside dans la possibilité de détecter de façon plus précoce des variations de stocks de carbone. Nous avons donc étudié la relation qui existe entre le nombre de sites mis en place et le nombre d'années nécessaire à une détection de la variation de stock.

Augmentation de la surface en semis direct

En dernier lieu, nous avons étudié l'influence sur la détection de la variation d'une augmentation de la surface de changement de pratique. Dans cette partie, nous avons tenu compte de l'aptitude des sols au semis direct, qui a été estimée à 70% des terres arables (Saby et al., 2001). Comme pour le réseau spécifique, on observe en fonction de la surface en "semis direct" le temps nécessaire à la détection de la variation.

Afforestation des terres arables

Dans un deuxième temps, nous avons étudié une évolution d'usage correspondant au passage des terres arables en forêt. Dans ces conditions, la séquestration de carbone ne dépasse pas 30 tonnes par ha et suit aussi une loi du type exponentielle (Figure 4-16).

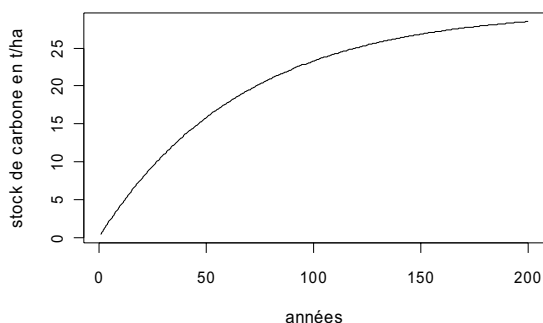


Figure 4-16. Loi de stockage de carbone lors d'un changement d'occupation du sol correspondant à une afforestation.

La simulation consiste à faire l'hypothèse que l'augmentation de la surface en forêt s'effectue au rythme de 30 000 ha par an pendant 20 ans (PNLCCC, 2000). Ces surfaces sont alors affectées d'un stockage de carbone correspondant à la loi décrite ci-dessus.

Le réseau RMQS

L'afforestation de 30 000 ha par an se traduit au niveau du réseau de surveillance par le changement d'occupation de 1 site par an. Sachant que la période d'afforestation est simulée sur 20 ans, 20 sites sont au plus concernés. Le test de détection de la variation s'applique à des populations s'accroissant de 1 individu par an, tandis que les sites déjà afforestés continuent de stocker le carbone.

Le réseau spécifique

Le réseau spécifique correspond à la mise en place de 10 nouveaux sites par an au niveau des nouvelles forêts. Le test de détection de la variation s'applique alors à des populations s'accroissant de 10 individus par an, tandis que les sites déjà afforestés continuent de stocker le carbone.

Prairies permanentes sur les terres arables

Enfin, nous avons étudié une évolution de pratique culturale correspondant à un passage des terres labourables en prairies permanentes. Dans ces conditions, la séquestration de carbone ne dépasse pas 25 tonnes par ha et suit une loi du type exponentielle (figure 4-17). Plusieurs scénarios sont envisageables pour mettre en œuvre le test de détection de la variation.

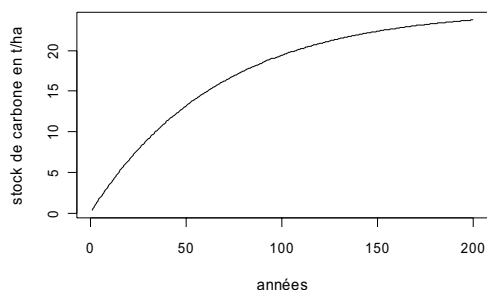


Figure 4-17. Loi de stockage de C lors d'un passage à la prairie permanente.

Le réseau RMQS : 20% des terres arables en 1 an

La simulation consiste à faire dans un premier temps l'hypothèse que le changement de pratique s'effectue, en une année, sur 20 % de la surface des terres arables. La mise en œuvre au niveau du réseau de surveillance consiste alors à tirer au hasard, à hauteur de 20%, parmi les sites ayant une occupation de type "terres arables". Ces sites sont affectés d'un stockage de carbone correspondant à la loi décrite ci-dessus. Ce changement d'occupation étant facile à détecter avec les images satellites, la simulation ne prend donc en compte que les points ayant changé d'usage.

Le réseau RMQS : 10 000 ha par an pendant 20 ans

Dans un deuxième temps, nous avons testé une hypothèse plus réaliste, qui consiste à simuler le changement d'usage au rythme de 10 000 ha par an pendant 20 ans. De la même façon que précédemment, la simulation ne prend donc en compte que des points ayant changé d'usage.

Le réseau spécifique

Le réseau spécifique correspond à la mise en place de 10 nouveaux sites par an au niveau des nouvelles prairies. Dans ce contexte, le test de détection de la variation s'applique à des populations s'accroissant de 10 individus par an, tandis que les sites ayant déjà changé d'occupation continuent de stocker le carbone.

• **Résultats**

Stabilité des réseaux

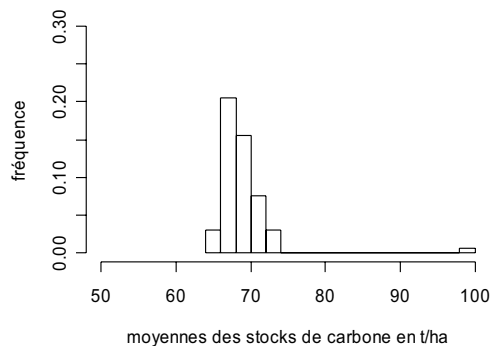


Figure 4-18. Stabilité pour les 100 réseaux géographiquement simulés.

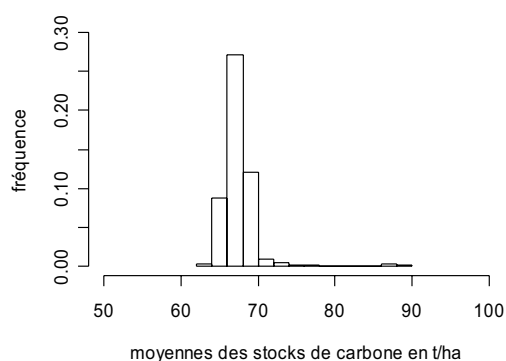


Figure 4-19. Stabilité pour les 500 répétitions de simulation.

Quelle que soit la configuration du réseau, ce dernier apparaît relativement stable. Les valeurs moyennes de stocks sont peu étalées, à l'exception de quelques "outliers" aux valeurs très fortes. Cette apparente stabilité statistique ne doit pas cacher une évidence sous-jacente à la variabilité observée : toute modification géographique de l'emplacement des points du réseau est susceptible de provoquer une différence significative des stocks moyens. En d'autres termes, 2 000 points régulièrement répartis sur le territoire français peuvent donner des estimations différentes pour peu que leur implantation locale diffère légèrement. Il convient donc de se garder de réaliser des statistiques d'évolutions temporelles si l'on n'est pas certain que l'emplacement des sites est resté identique. Autrement dit, une approche comptable qui calculerait des bilans de stocks nationaux sur la base d'un échantillonnage indépendant lors de deux dates successives donnerait des résultats qui ne seraient pas pertinents.

Semis direct

Sans suivi des pratiques

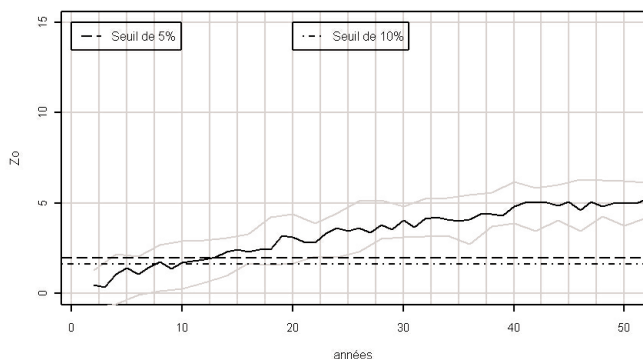


Figure 4-20.

Moyenne (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

La figure 4-20 représente les limites de seuil statistique de détection et, en regard, l'évolution des valeurs de Z_0 au cours du temps. De toute évidence, pour une hypothèse de 20% des terres arables converties en semis direct, et avec un réseau "aveugle" (sans connaissance des pratiques sur les sites), une détection significative ne peut avoir lieu avant une dizaine d'années de suivi. Les simulations les plus défavorables (décile inférieur) prédisent une détection significative au bout de 25 ans de suivi.

Avec suivi des pratiques

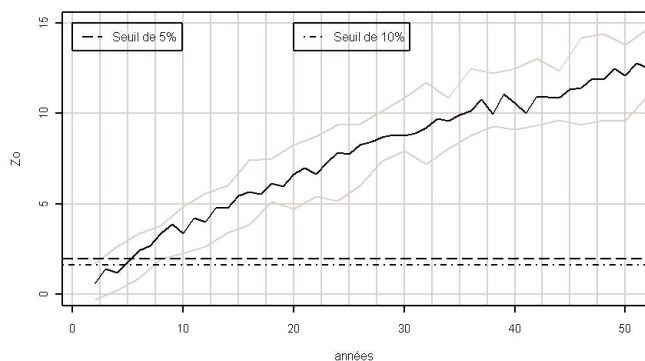


Figure 4-21.

Moyenne (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

Si l'on connaît les placettes où le semis direct est adopté, la situation s'améliore nettement, sans toutefois permettre une distinction statistiquement significative avant 5 ans en moyenne (ce qui correspond au pas de temps retenu pour le suivi du RMQS), et 10 ans pour les simulations les plus défavorables. Les limitations de détection proviennent du trop faible nombre de sites et de leur variabilité locale.

Réseau spécifique

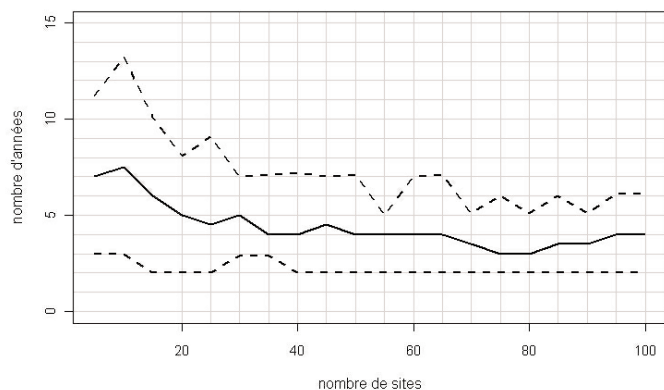


Figure 4-22.

Déciles (tirets) et médiane (trait continu) du nombre d'années nécessaires à la détection d'une variation de stock en fonction du nombre de sites à mettre en place dans le cas d'un risque d'erreur de 5%.

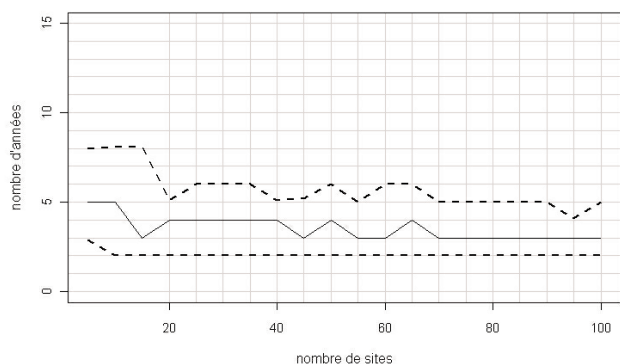


Figure 4-23.

Déciles (tirets) et médiane (trait continu) du nombre d'années nécessaires à la détection d'une variation de stock en fonction du nombre de sites à mettre en place dans le cas d'un risque d'erreur de 10%.

La mise en place d'un réseau spécifique permet une détection précoce des changements, à la condition que le nombre de placettes de suivi soit supérieur à 50.

Influence de la surface en "semis direct"

Si l'on augmente la surface convertie au semis direct, les résultats issus du réseau systématique permettent une détection plus précoce.

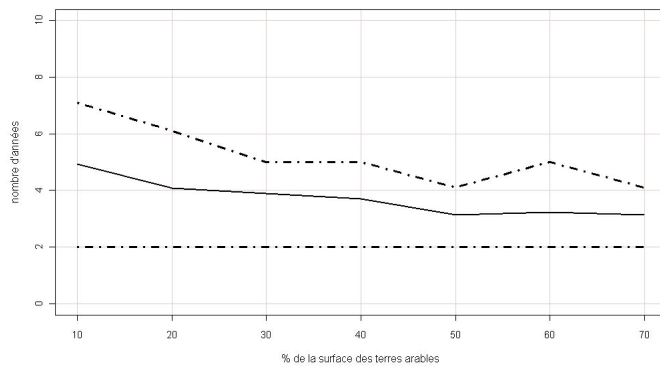


Figure 4-24. Médiane (trait continu) et déciles (tirets) du nombre d'années nécessaire à la détection d'un stockage additionnel (au risque de 5%) en fonction du pourcentage de terres arables passées en semis direct.

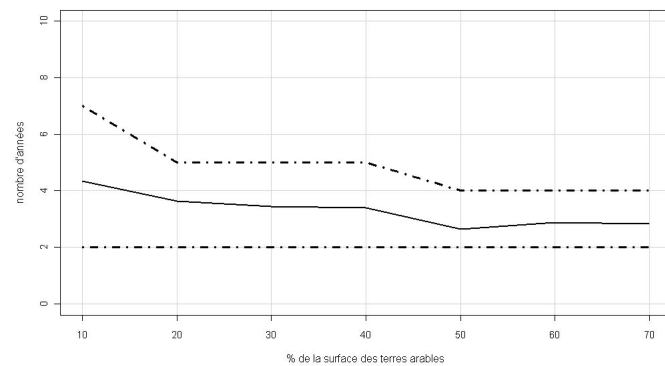


Figure 4-25. Médiane (trait continu) et déciles (tirets) du nombre d'années nécessaire à la détection d'un stockage additionnel (au risque de 10%) en fonction du pourcentage de terres arables passées en semis direct.

Afforestation des terres arables

Le réseau RMQS



Figure 4-26.

Médiane (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

Dans le cas de l'afforestation de terres arables (hypothèse 30 000 hectares par an), le réseau systématique permet une détection statistique de l'augmentation des stocks au bout d'un peu plus de 15 ans en moyenne, et de 20 ans pour les simulations les plus défavorables.

Réseau spécifique

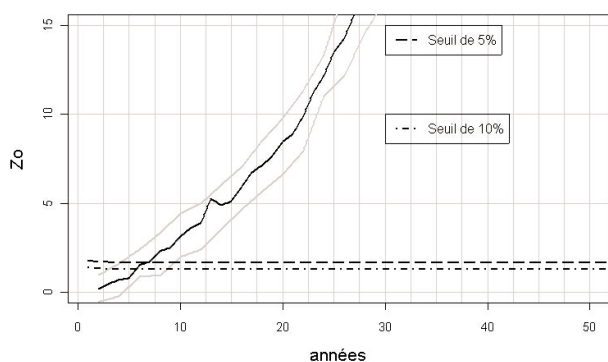


Figure 4-27.

Médiane (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

Si l'on met en place un réseau spécifique (10 nouvelles placettes installées chaque année sur des terres afforestées), la limite temporelle de détection devient tout à fait acceptable (environ 7 ans, et un peu moins de 10 ans pour les simulations les plus défavorables). Elle reste cependant encore trop longue pour être compatible avec la durée de la période d'engagement.

Prairies

Le réseau RMQS : 20 % des terres arables en 1 an

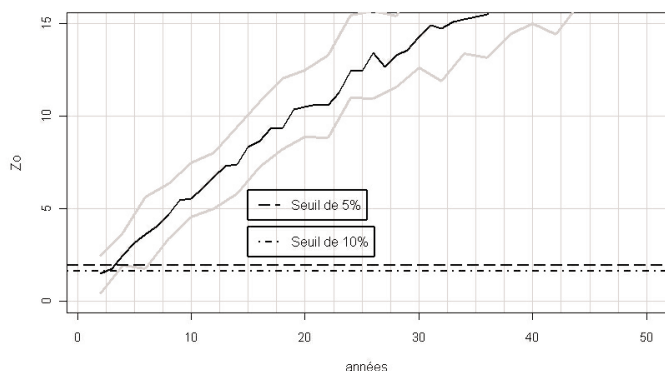


Figure 4-28.

Médiane (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

Avec l'hypothèse très forte de changement rapide de 20% des terres arables en prairies, le temps nécessaire à la détection statistique par le réseau systématique s'élève à 3 ans. Cette durée atteint 5 ans dans les cas les plus défavorables

Le réseau RMQS : 10 000 ha par an pendant 20 ans

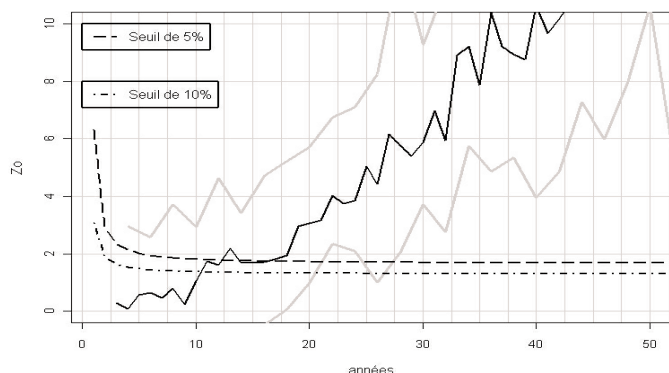


Figure 4-29.

Médiane (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

Dans le cas de cette hypothèse plus réaliste, la détection n'a lieu qu'au bout de 18 ans. Cette durée atteint plus de 25 ans dans les cas défavorables.

Le réseau spécifique

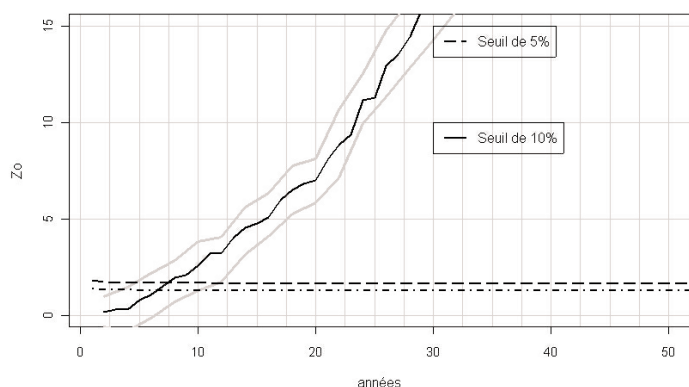


Figure 4-30.

Médiane (en noir) et déciles (en gris) sur 30 tests de détection d'une variation.

Si l'on met en place un réseau spécifique (10 nouvelles placettes installées chaque année sur des terres arables reconverties en prairies), la limite temporelle de détection devient tout à fait acceptable (environ 7 ans, et un peu moins de 10 ans pour les simulations les plus défavorables). A noter qu'elle est toutefois encore trop longue pour être applicable dans la durée de la période d'engagement.

Dans les différents scénarios testés, les durées moyennes nécessaires à la détection d'un changement de stock de C du sol varient de 3 à 15 ans. Dans les scénarios les plus défavorables ces durées atteignent 10 à 25 ans.

Ceci signifie qu'une densification du réseau ou la mise en place de réseaux spécifiques sera nécessaire si l'on prétend réaliser un contrôle au sol du carbone stocké durant la période d'engagement. Nous pouvons conclure de l'ensemble de ces simulations que la mise en place du réseau systématique tel qu'il est envisagé pourrait permettre d'apporter des preuves comptables et statistiques de la séquestration additionnelle sous un certain nombre de conditions :

- réaliser un suivi des usages et des pratiques. La question centrale est alors liée au coût de mise en place de ce réseau, et à la faisabilité et au coût du contrôle des surfaces soumises à des usages et des pratiques donnés,
- densifier le réseau et/ou mettre en place des suivis spécifiques dédiés à certains usages,
- s'assurer que les changements d'usage suivis aient une pérennité dans le temps compatible avec la durée nécessaire au suivi et avec la période d'engagement.

Ce dernier point est particulièrement important et soulève un point majeur en ce qui concerne les changements d'usage ou de pratique. En effet, si les changements sont rapides et nombreux, le nombre de sites qu'il faudrait théoriquement suivre pour contrôler la cinétique de stockage deviendra très rapidement prohibitif.

Conclusion

L'ensemble de ces considérations sur le contrôle des stocks de C du sol et sur la vérifiabilité de ce contrôle montre l'étendue des progrès qui restent à réaliser si l'on prétend faire un bilan fiable et vérifiable du stockage dans les sols durant la période d'engagement :

- Développer des méthodes permettant de connaître les matrices de changement d'occupation des sols avec précision et sur des pas de temps courts ;

- Développer un suivi des pratiques au travers de procédures d'inventaire, d'enquêtes, ou d'engagements contractuels ;
- Multiplier les essais de longue durée afin de calibrer les modèles dans des situations agro-pédo-climatiques variées ;
- Développer un réseau de surveillance systématique (ou spécifiquement dédié à certains changements), afin de disposer de bilans statistiques et d'outils de validation des prédictions fournies par les modèles ;
- Développer des techniques de spatialisation et/ou les inventaires donnant accès aux paramètres d'entrée des modèles ;
- Exploiter la complémentarité des mesures et des modèles aux diverses échelles, et progresser dans la généralisation des modèles locaux et dans les techniques d'inversion des modèles globaux.

De toute évidence, l'investissement à réaliser est très important, et l'on peut craindre que le coût engendré par une vérification complète dépasse dans beaucoup de cas les gains escomptés en séquestration. Dans une récente étude, Pretty et Ball (2001) montrent que les prix pratiqués sur les quelques marchés de carbone existant actuellement sont largement inférieurs aux coûts des externalités (95\$ la tonne en Europe), et le plus souvent compris entre 2,5 et 5\$ la tonne.

Au-delà de ce problème de coût, d'autres contraintes sont prévisibles en ce qui concerne la comptabilisation et la vérification du stockage du carbone dans les sols.

Le problème récurrent de la "base-line" – par rapport à quoi compare-t-on ? – se posera inévitablement. Une solution pourrait être de mettre en place des sites témoins ne faisant pas l'objet de mesures spécifiques, mais conduits de façon identique à la situation antérieure.

Des effets pervers liés à la période d'engagement 2008-2012 sont à redouter. Par exemple, certains acteurs pourraient avoir intérêt à laisser les stocks de C baisser de façon à bénéficier d'une plus forte augmentation durant la période d'engagement. Toute interruption éventuelle entre les périodes d'engagement est également sujette à des risques de biais considérables.

D'autre part, pour expliquer la difficulté de la comptabilisation, on prendra l'exemple de la conversion de terre labourée en prairie permanente (l'approche est comparable en tous points à celle du boisement). La conversion l'année n se traduit par un stockage de carbone dans le sol pendant les années suivantes, certes décroissant progressivement, mais pouvant durer 50 ans.

Logiquement, le stockage annuel associé au changement d'usage pour la période d'engagement 2008-2012 devrait être calculé non pas sur la variation de STH pendant 2008-2012, mais sur la base de la différence entre surface moyenne de STH en 2008-2012 et surface de STH en 1990, divisée par 20 (et multipliée par le flux par unité de surface associé)

Cependant, les engagements de Bonn ne semblent pas prévoir une telle comptabilité, au contraire : le paragraphe VII.6.a stipule une "comptabilisation nette-nette" des émissions pour les activités agricoles. Aussi, le paragraphe VII.1.d stipule "la simple présence des stocks n'est pas comptabilisée".

En climat froid comparé au climat chaud, les stocks de carbone sont du même ordre de grandeur. Cependant, le temps de résidence du carbone est plus lent en climat froid. Il y a un facteur 5 entre le nord (50°N) et les tropiques, par exemple. Ainsi, une conversion culture → prairie peut mettre en jeu 30 tC.ha⁻¹ sous les deux climats, mais cette variation de stock se fera en 20 ans sous les tropiques et en

100 ans au Canada. Le tropical peut revendiquer $1,5 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, le canadien $0,3 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Cependant, le tropical aura épuisé son potentiel de stockage en 20 ans, alors que le canadien pourra perpétuer le stockage et serait en droit en 2030 de revendiquer des changements d'activités depuis 1990. Le choix des valeurs de flux doit donc être cohérent avec la durée de l'exercice de comptabilisation.

4.4. Conclusion de la Partie 4

Il existe un réel potentiel de stockage de C dans les sols de France métropolitaine. Ce potentiel est toutefois limité par des contraintes d'ordre agronomique. Par rapport aux estimations de potentiel de stockage citées dans la bibliographie, nos simulations nous conduisent à revoir à la baisse les chiffres évoqués dans la littérature européenne (Smith et al., 1997 ; Freibauer et al., 2002). Les raisons de ces estimations plus faibles sont les suivantes :

- notre analyse des essais existants et de la littérature nous a conduits à des potentiels par unité de surface plus faibles (cf. Partie 3),
- certaines pratiques n'ont pas été considérées comme pouvant apporter un stockage supplémentaire (par exemple, l'enfouissement des fumiers),
- nous avons pris en compte des contraintes d'ordre agronomique et/ou climatiques pour estimer les surfaces potentielles.

Ce potentiel n'est toutefois pas négligeable, puisque des hypothèses réalistes conduisent à des estimations de l'ordre d'un à trois millions de tonnes de C stocké par an dans les sols, soit le quart à plus de la moitié des émissions liées à la production agricole. Il est surtout important en comparaison de l'effort relativement modéré que la France devra consentir par rapport à ses engagements.

Le tableau suivant résume les principaux changements d'usage ou de pratique que nous avons examinés, leurs contraintes principales, les gains escomptés et la question de la vérifiabilité.

Changement d'usage ou de pratique	Contraintes agronomiques et applicabilité	Potentiel de surface pris en compte dans l'estimation	Gain en tonnes de C stocké par an, sur un scénario à 20 ans	Vérifiabilité des surfaces mises en jeu	Vérifiabilité du stockage du carbone
Afforestation de terres agricoles	Concernera principalement les terres à faible potentiel (sauf boisement de jachères)	De 30 000 à 80 000 hectares par an	0,15 à 0,4 million de tonnes par an	Facile	Nécessité de mettre en place des sites complémentaires
Mise en prairie permanente de terres agricoles	Si élevage uniquement	De 10 000 à 80 000 hectares par an	0,06 à 0,45 million de tonnes par an	Facile	Nécessité de mettre en place des sites complémentaires
Adoption du semis direct	Maîtrise des adventices, contraintes liées au sol	Conversion progressive de 20 à 50% des cultures (sur la base de 18 millions d'hectares de terres cultivées) en semis direct en 20 ans	0,4 à 1 million de tonnes par an	Très difficile hors systèmes de déclaration	En théorie facile si la surface en semis direct est importante. Problème de la base line
Implantation de cultures intermédiaires	Organisation du travail	500 000 à 2 500 000 hectares	0,07 à 0,33 million de tonnes par an	Facile par télédétection, mais coûteux	Difficile : Problème de la base line
Enherbement des vignes et vergers	Concurrence pour l'eau	20 à 50% des surfaces sur la base de 1,1 million ha de vignes et vergers	0,08 à 0,20 million de tonnes par an	Facile	Nécessité de mettre en place des sites complémentaires

Tableau 4-14. Récapitulatif des mesures stockantes, de leur gain, et de leurs contraintes de mise en place et de contrôle.

Il convient ici de rappeler que le stockage du carbone dans les sols est une action limitée en durée (il existe une limite supérieure au stockage) et en surface (les terres arables ont une surface limitée, et de plus, en constante diminution sous l'effet de l'urbanisation). Au demeurant, la question de l'évolution du stockage de carbone des sols en lien avec l'urbanisation n'est jamais évoquée : les bouleversements induits par les travaux de nivellement et de décapage des sols entraînent très probablement des déstockages massifs.

De plus, les stocks de carbone constitués dans les sols agricoles ne pourront être conservés à long terme qu'à condition de maintenir le même mode d'utilisation des sols et les mêmes pratiques agricoles que celles ayant conduit à leur accumulation. Il est donc nécessaire de maintenir les usages et pratiques actuels qui ont conduit à des stocks importants, afin de préserver les stocks de C qui existent (ne pas retourner les prairies, ne pas convertir les forêts en culture...).

Soulignons également que les changements climatiques pourraient dans certains cas remettre en cause des options choisies pour augmenter le stockage de C dans les sols : par exemple, une augmentation des risques fréquents de sécheresse pourrait par exemple conduire à l'abandon de l'enherbement de cultures pérennes dans le sud de la France. L'extension des surfaces en prairies pourrait également être limitée en cas de risques de stress hydriques trop importants. Ainsi, le manque de références sur l'évolution du climat conduit à de fortes incertitudes sur la durabilité de certains changements.

Si certaines pratiques favorisant le stockage peuvent permettre une certaine flexibilité temporelle, elles ne constituent certainement pas la solution durable à long terme pour lutter contre l'effet de serre. Certaines pratiques fréquemment évoquées pour stocker du C sont en réalité difficilement applicables ou ne représentent qu'un stockage relativement faible au plan national (épandages d'effluents non agricoles, enherbement des vignes). En revanche, d'autres pratiques conduisent à un stockage unitaire relativement faible, mais les surfaces potentielles concernées sont telles que les gains nationaux pourraient être importants (semis direct, cultures intermédiaires). Ce sont cependant ces activités qui posent le plus de problèmes en ce qui concerne la vérifiabilité de leur application et de leurs effets.

Dans cette configuration, le coût du contrôle et de la vérification de l'application et de l'effet des mesures dites stockantes risque fort d'être supérieur au gain escompté.

Les mesures les plus simples à vérifier et apportant le stockage unitaire le plus important sont celles concernant des changements d'occupation du sol majeurs comme la transformation de terres labourables en forêts ou en prairies. Leur application sur des surfaces importantes nécessite toutefois des mesures incitatives fortes, dont l'étude fait l'objet de la partie suivante.

Références bibliographiques

- ADEME (2000). Composts de boues de stations d'épurations municipales : qualités agronomiques et utilisations. Paris, ADEME: 428 pp.
- ADEME (2001). Approche de la qualité des composts de déchets en France : résultats d'une enquête en 1998. Paris, ADEME: 135 pp.
- Andriulo, A., J. Guérif, et al. (1999). "Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural C13 abundance." *Agronomie* 19(5): 349-364.
- Andriulo, A., B. Mary, et al. (1999). "Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas." *Agronomie* 19(5): 365-377.
- Arrouays, D., J. Balesdent, et al. (1995). "Modeling organic carbon turnover in cleared temperate forest soils converted to maize cropping by using 13C natural abundance measurements." *Plant and Soil* 173(2): 191-196.
- Arrouays, D., J. L. Kicin, et al. (1996). "Modeling soil organic carbon fluxes attributable to conversion of forest to corn cropping in a landscape of southwest France." *Soil Science* 161(3): 188-193.
- Arrouays, D., W. Deslais, et al. (1999). "Stocks de carbone dans les sols de France : quelles estimations?" *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 278-292.
- Arrouays, D., W. Deslais, et al. (2001). "The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France." *Soil Use and Management* 17(1): 7-11.
- Balesdent, J. et D. Arrouays (1999). "Usage des terres et stockage de carbone dans les sols du territoire français. Une estimation des flux nets pour la période 1900-1999." *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 265-277.
- Barr, C. J., R. G. H. Bunce, et al. (1993). Countryside survey 1990, main report. London, Department of the Environment.
- Bertin, M. (2001). "LUCAS 2001, enquête pilote communautaire : l'Europe investit dans la statistique du territoire." Agreste. Les Cahiers 1: 35-40.
- Boiffin, J., J. Keli-Zagbahi, et al. (1986). "Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : application du modèle de Hénin-Dupuis." *Agronomie* 6: 437-446.
- Bontron, J. C., L. Bourgeois, et al. (2001). "Elevage bovin 2020. Données RICA France 1999." *Chambres d'Agriculture* 897.
- Bourgeois, S., H. Barthel, et al. (2001). Kinetic study of copper and nickel EDTA-extraction in contaminated soil by long term application of sewage sludge. 6th International Conference on the Biogeochemistry of trace elements, Guelph, Ontario, Canada.
- CEC (1993). CORINE land cover. Bruxelles: 144 pp.
- Cellier, P. (1993). "An operational model for predicting minimum temperatures near the soil surface under clear sky conditions." *Journal of Applied Meteorology* 32: 871-883.
- Cellier, P. (1993). Mécanismes du refroidissement nocturne. Application à la prévision des gelées de printemps. Le gel en agriculture, Séminaire de la Commission d'Agrométéorologie, Paris.
- Dorsainvil, F. (2002). Evaluation, par modélisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture. Paris, INA-PG.
- Fardeau, J. C., G. Guiraud, et al. (1988). "Taux net annuel de minéralisation de la matière organique des sols de grande culture de Beauce. Conséquences pour l'azote." *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 74(8): 61-70.
- Freibauer, A., M. D. A. Rounsewell, et al. (2002). Background paper on carbon sequestration in agricultural soils under Article 3.4 of the Kyoto Protocol.

- Houot, S., C. Francou, et al. (2002). "Gestion de la maturité des composts : conséquence sur leur valeur amendante et la disponibilité de leur azote (1ère partie)." *Echo-MO*(34): 3-4.
- Houot, S., D. Clergeot, et al. (2002). *Agronomic value and environmental impacts of urban composts used in agriculture. Microbiology of composting*. H. Insam, N. Riddech and S. Klammer. Berlin, Springer-Verlag: 457-472.
- Hustsch, B. W. (1998). "Tillage and land use effects on methane oxydation rates and their vertical profiles in soil." *Biology and Fertility of Soils* 27: 284-292.
- Insensee, A. R., R. G. Nash, et al. (1990). "Effect of conventional vs no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater." *Journal of Environmental Quality* 19: 434-440.
- Jolivet, C., D. Arrouays, et al. (1997). "Soil organic carbon dynamics in forested spodosols converted to maize cropping." *Plant and Soil* 191: 225-231.
- Kern, J. S. et M. G. Johnson (1993). "Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels." *Soil Science Society of America Journal* 57: 200-210.
- King, D., M. Jamagne, et al. (1999). "Inventaire cartographique et surveillance des sols en France. Etat d'avancement et exemples d'utilisation." *Etude et Gestion des Sols* 6(4): 215-228.
- Landais, E. (1996). « Elevage bovin et développement durable. » *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 29: 59-72.
- Le Goff-Guillou, I., J. Marsault, et al. (2000). "Impacts de l'enherbement sur le fonctionnement de la vigne, la composition des moûts, les durées de fermentation et la qualité des vins." *Progrès Agricole et Viticole* 117(5): 103-110.
- Le Villio, M., D. Arrouays, et al. (2001). "Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaires pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné." *Etude et Gestion des Sols* 8(1): 47-63.
- Lee, J., D. Phillips, et al. (1993). "The effect of trends in tillage practices on erosion and carbon content of soils in the US corn belt." *Water Air and Soil Pollution* 70: 389-401.
- Louault, F., F.X. de Montard, et al. (1998). « Extensification en élevage ovin par agrandissement des surfaces. Adaptation de la gestion des prairies. » *Fourrages* 154: 217-237.
- Lowery, B., R. C. Hartwig, et al. (1998). "Groundwater quality and crop-yield responses to tillage management on a Sparta sand." *Soil and Tillage Research* 48: 225-237.
- Michelin, J., S. Bourgeois, et al. (2001). *Bilan dans un sol agricole suite à des apports réguliers de boues depuis 1985. Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches spatiales et fonctionnelles*. D. Baize and M. Tercé. Paris, INRA Editions.
- Ministère de l'Agriculture (2001). "Recensement agricole 2000." *Agreste - Cahiers* 3/4: 7-89.
- Morlat, R., A. Jacquet, et al. (1993). "Principaux effets de l'enherbement permanent contrôlé du sol dans un essai de longue durée en Anjou." *Progrès Agricole et Viticole* 110(19): 406-410.
- Nabuurs, G. J., A. J. Dolman, et al. (2000). *Resolving issues on terrestrial biospheric sinks in the Kyoto protocol*. Wageningen, Netherlands, Dutch National Research Programm on Global Air Pollution and Climate Change: 100 pp.
- Paustian, K., O. Andren, et al. (1997). "Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions." *Soil Use and Management* 13: 230-244.
- PNLCCC (2000). *Programme national de lutte contre le changement climatique 2000-2010*. Paris, Mission Interministérielle de l'Effet de Serre: 215 pp.
- Pretty, J. et A. Ball (2001). *Agricultural influences on carbon emissions and sequestration : a review of evidence and the emerging trading options*. University of Essex, UK, Centre for Environment and Society, Department of Biological Sciences.
- Richard, G., J. Roger-Estrade, et al. (2001). *Fonctionnement physique des sols cultivés : labour, non-labour, structure et érosion. Conférence-débat SIMA : Du labour au semis direct : enjeux agronomiques*, Paris.
- Roussel, O., E. Bourmeau, et al. (2001). "Evaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendements organiques." *Etude et Gestion des Sols* 8: 65-81.

- Rusco, R., R. Jones, et al. (2001). Organic matter in the soils of Europe : present status and future trends., European Soil Bureau, JRC Ispra.
- Saby, N., C. Le Bas, et al. (2001). Constitution et thématization de la base de données des sols des bassins de production I.T.C.F. Orléans, Unité INFOSOL de l'INRA: 24 pp.
- Simon, J. C. et C. Grignani (2000). "Typology of nitrogen balances on a farm scale : research of operating indicators." *Agronomie* 20: 175-195.
- Smith, W., P. Rochette, et al. (1995). Rate of change of carbon in agricultural soils for the year 1990. Ottawa, Canada, AAFC: 35 pp.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1997). "Potential for carbon sequestration in European soils : preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments." *Global Change Biology* 3: 67-79.
- Smith, P., J. U. Smith, et al. (1997). "A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments." *Geoderma* 81: 153-225.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1998). Opportunities and limitations for C sequestration in European agricultural soils through changes in management. Management of carbon sequestration in soil. Boca Raton, FL, USA, CRC Press: 143-152.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (1998). "Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming." *Global Change Biology* 4: 679-685.
- Smith, P., D. S. Powlson, et al. (2000). "Meeting Europe's climate change commitments : quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture." *Global Change Biology* 6: 525-539.
- Smith, A., K. Brown, et al. (2001). Waste management options and climate change., European Commission, DG Environment: 204 pp.
- Stengel, P., J. T. Douglas, et al. (1984). "Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drilling." *Soil and Tillage Research* 4: 35-53.
- Stengel, P. (2001). Peut-on et faut-il cultiver sans labourer ? Conférence-débat SIMA : Du labour au semis direct , enjeux agronomiques., Paris.
- SYPREA (2000). "Les boues, quoi de neuf ?" *La Lettre du SYPREA Mars 2000*: 6.
- Tebrugge, F. et R. A. Daring (1999). "Reducing tillage intensity. A review of results from a long term study in Germany." *Soil and Tillage Research* 53: 15-28.
- Thérier, M., A. Brelurut, et al. (1997). « Extensification en élevage ovin viande par agrandissement des surfaces fourragères. Résultats zootechniques et économiques de 5 ans d'expérience dans le Massif Central nord. » *Productions animales* 10: 141-152.
- Thorette, J. et C. Schwartz (2001). "Plus de 60% des boues d'épuration municipales ont été épandues en 1999 sur 2% des sols agricoles." *Les Données de l'Environnement IFEN* 63: 1-4.
- Wilkins, R.J. (1995). "Optimisation of grass utilisation in high rainfall conditions." Recent developments in the nutrition of herbivores", Journet, M., et al. Eds., 6 th. Int. Symp. Nut. Herbivores, Paris, France: 363-380.
- Wylleman, R. (1999). Caractérisation et modélisation de l'évolution des stocks de matière organique des sols de grande culture en Picardie., INRA Laon: 87 pp.
- Wylleman, R., B. Mary, et al. (2001). "Evolution des stocks de matière organique dans les sols de grande culture : analyse et modélisation." *Perspectives Agricoles* 206: 16-19.

Partie 5.

Efficacité des politiques économiques

Responsable : Pierre-Alain Jayet

Auteurs : Pierre-Alain Jayet, Mireille Chiroleu-Assouline, Katheline Schubert, Uwe A. Schneider, Stéphane de Cara, Laurence Guichard

Le stockage du carbone dans les sols agricoles est avancé comme une option économique pour réduire la concentration des gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Cette option est apparue tardivement dans les négociations internationales sur le changement climatique. Son "éligibilité" est elle-même discutée par les scientifiques (GIEC, 2000), et les chapitres précédents ont pour objet de tenter de faire le point sur cette question. Une fois rendue éligible et acceptée dans le cadre des négociations sur le changement climatique, il s'agit de l'intégrer dans les politiques de régulation communément acceptées à l'échelle internationale.

Il nous a semblé important de revenir sur les fondements économiques de ces politiques de régulation, dont l'un des avantages est d'offrir une justification de la régulation publique. Même en l'absence d'une autorité publique supranationale pour un bien global tel que le climat, il convient de porter un regard économique sur les différentes options qui s'offrent à l'échelle nationale pour respecter le partage de l'effort arrêté au niveau international.¹

La spécificité de l'approche économique dans cette optique est de mettre en avant l'*efficacité* des politiques visant à réduire le dommage environnemental. Cette démarche consiste donc à rechercher le meilleur résultat au meilleur coût – dans un sens qui reste à préciser – compte tenu des données et contraintes techniques exposées dans le reste de cet ouvrage et du comportement économique des acteurs, en l'occurrence des agriculteurs. Il s'agit donc d'apprécier l'intérêt *social* de la prise en compte du stockage de carbone dans la perspective plus large d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Cela implique en premier lieu de s'interroger sur les propriétés des différents instruments à la disposition du décideur public et de comparer l'impact potentiel des différents modes de régulation sur les comportements des agents afin de proposer les instruments qui permettent de s'approcher au plus près d'une solution efficace. A ce premier niveau d'analyse, nombre des propriétés des instruments économiques en matière de corrections des *externalités* sont communes aux différentes sources d'émissions de gaz à effet de serre. Mais il s'agit aussi d'envisager les spécificités du stockage de carbone dans les sols agricoles et de mettre en regard les coûts qui y sont associés avec les coûts des autres options envisageables pour réduire les émissions nettes totales.

Cette démarche consiste donc principalement en une évaluation des avantages et des inconvénients attachés aux différents modes possibles de régulation. Dans un travail engageant des scientifiques appartenant à des disciplines très différentes, il nous a paru utile de revenir sur un certain nombre de notions élémentaires en matière d'économie publique et d'économie de l'environnement pour aider le lecteur à percevoir les concepts essentiels qui peuvent être mobilisés dans une telle analyse. Ce chapitre rassemble aussi quelques éléments disponibles sur les estimations des coûts des différentes options de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Ces éléments doivent – et c'est en partie l'objet de cet ouvrage – être confrontés aux estimations des agronomes et aux priorités des décideurs publics. Il reste que l'éclairage particulier de ce chapitre – et en particulier le parti pris de l'efficacité économique des mesures – nous semble constituer un élément important dans ce dialogue.

Après une première section qui met en avant le choix délibéré de l'analyse coût-bénéfice de l'approche économique du problème, les quatre sections suivantes du chapitre économique porteront successivement sur les principes économiques et les instruments de régulation qu'il est théoriquement

1. L'analyse économique de l'histoire des négociations internationales en matière de GES n'est pas l'objet de ce rapport, analyse pour laquelle nombre d'économistes se feraient forts de mobiliser la théorie des jeux. Pour le contenu "technique" des accords proposés, tels que celui de Kyoto, il convient de se reporter au chapitre 1 de ce document.

possible de mettre en œuvre pour les politiques environnementales (5.2). Viendront ensuite l'évaluation des coûts de réduction des émissions de GES d'origine agricole par le stockage du carbone dans les sols agricoles (5.3), ainsi que l'analyse des politiques effectivement applicables compte tenu des phénomènes, des enjeux et des acteurs (5.4). Enfin, nous proposerons en guise de synthèse quelques éléments de réflexion liés à l'état actuel des connaissances et des interrogations concernant le stockage du carbone dans les sols agricoles (5.5).

5.1. Analyse coût-bénéfice

(P.A. Jayet, S. de Cara)

5.1.1. Introduction

Le stockage du carbone n'est évidemment pas absent de la littérature économique, comme en témoignent par exemple les articles de Stavins (1999) et Newell et Stavins (2000). Mais il s'agit principalement du stockage de carbone dans les productions ligneuses, même quand on évoque l'agriculture, à l'exemple de ce que proposent Plantinga et al. (1999), ou encore Callaway et McCarl (1996). En réalité, cette littérature qui s'étend sur près d'une décennie n'aborde pas ou aborde peu la question du stockage du carbone dans les sols, et singulièrement dans les sols agricoles (parmi les premiers textes publiés, on relève ceux de Plantinga, 1993, Adams et al., 1993).

Il y a des explications simples à cet état de fait. Tout d'abord, les scientifiques des disciplines concernées par ce type d'investigation rappellent la complexité des phénomènes (voir les chapitres précédents). De plus, il convient d'être capable d'évaluer et de contrôler ce que serait le stockage additionnel relevant de choix et d'actions ciblés sur le changement climatique. Enfin, cette question n'a été que tardivement évoquée lors des négociations internationales sur le changement climatique.

Le contexte devient différent dès lors que l'on prend en compte les potentiels justifiés par l'agronomie, dans un contexte où certains pays espèrent trouver du côté des changements d'utilisation des sols des marges de manœuvre appréciables. C'est intéressant pour un pays comme la France dont les réserves d'abattement du carbone à effet de serre à faible coût sont limitées (relativement aux autres pays d'économie comparable, compte tenu par exemple du poids de l'électro-nucléaire en France), et dont les superficies agricoles sont importantes. La conjugaison de faibles marges de manœuvre en termes de réductions à faible coût et d'un potentiel *a priori* élevé de stockage de carbone dans le sol rend ces dernières options d'autant plus attractives dans la perspective du respect des engagements pris au niveau international.

En supposant que les évaluations du potentiel technique soient mieux connues pour tout horizon de temps donné, ainsi que les marges d'incertitude statistiquement validées, il reste alors à intégrer ces éléments dans l'analyse économique. Il convient de distinguer deux choses, pour ne traiter que les aspects strictement économiques : on se doit de disposer ou de rechercher des évaluations "monétarisées" des dommages et des coûts individuels et collectifs ; on se doit aussi d'évaluer les impacts des politiques de régulation visant à réduire les dommages de façon à ce que les autorités publiques de régulation puissent arbitrer entre les options dont elles disposent à partir d'une information aussi complète que possible.

5.1.2. L'analyse coût-bénéfice

L'analyse coût-bénéfice ne saurait être ignorée dès lors qu'un projet ou qu'une politique de régulation est en jeu. C'est du moins le point de vue très clairement exposé par un grand nombre d'économistes de la lignée de Arrow (Arrow et al., 1996). Le problème est de chercher à évaluer en termes monétaires les avantages et inconvénients que chacun peut tirer d'une décision collective, en s'assurant de n'oublier aucun des impacts directs ou indirects qu'elle entraîne. Cela ne signifie en aucun cas que seule cette approche soit suffisante dans les choix publics. Insistons simplement, comme les auteurs de l'article, sur le fait qu'elle paraît nécessaire dans le processus de décision publique.

Dans bien des domaines objets de controverses, même lorsque la vie humaine est un enjeu, on accepte de plus en plus que soit mené et diffusé ce type d'analyses. Citons par exemple le coût social de l'insécurité routière ou du tabagisme. Le changement climatique ne devrait pas échapper à la règle, quelle que soit l'incertitude qui pèse sur la réalité du dommage, sur le coût du dommage, et sur les coûts des mesures qui viendraient à le limiter.

Globalement, l'analyse coût-bénéfice devrait aider le décideur à évaluer ce qui pourrait advenir de mieux, en termes monétaires, de la somme des avantages diminuée de la somme des inconvénients résultant de la mise en œuvre des politiques publiques. En d'autres termes, on cherche à évaluer le "gâteau" qui doit être aussi grand que possible (ou le "fardeau" qui doit être aussi petit que possible). A ce stade, on ne traite pas de la question du partage de ce gâteau. Il convient de rappeler que les économistes sont plus à l'aise lorsqu'ils abordent la question de l'efficacité que lorsqu'ils abordent les notions d'équité et de redistribution. En matière d'efficacité, la théorie économique fournit nombre de résultats "positifs" qui participent à la qualité d'une évaluation économique. En matière d'équité, dès lors que la question du partage se pose (et elle ne manque pas de se poser dès qu'il y a plusieurs agents présents dans le jeu), on connaît surtout des "théorèmes d'impossibilité" disant qu'il n'existe pas de fonction de choix social permettant de hiérarchiser toutes les options offertes au décideur public, compatible avec quelques axiomes de "bon sens", et compatible avec toutes les configurations imaginables en termes de choix individuels (pour éclairer ce point, disons simplement que l'on refuse par exemple la fonction dictatoriale qui ferait que les préférences d'un agent seraient les préférences de tous). En d'autres termes, l'analyse économique a l'habitude de traiter les questions de l'efficacité et de l'équité comme deux questions orthogonales. De cette posture, il dérive souvent que l'économiste face à la complexité de ces questions fait passer l'efficacité au premier rang, laissant les questions d'équité à la discrétion du politique.

En résumé, à ce stade, malgré la complexité des notions en jeu, on admettra que le moins que l'on puisse attendre d'une politique est que les avantages qu'en retirent certains agents dépassent les inconvénients supportés par les autres. La question du partage de l'avantage collectif ainsi obtenu renvoie à des choix politiques qui n'appartiennent pas aux analystes et aux économistes.

Le stockage du carbone dans les sols agricoles est un problème typique d'économie publique, qui soulève des questions portant sur l'incertitude attachée aux phénomènes en jeu, à la dynamique de ces processus, à la multiplicité des acteurs. Spécifiques ou non parmi les problèmes d'économie publique, les questions qui lui sont liées sont complexes et nous tenterons d'en éclairer quelques uns des aspects.

5.1.3. Quelques questions d'économie publique

On renvoie le plus souvent la régulation des externalités négatives (les pollutions) au principe pollueur-payeur (cette position est défendue par différentes organisations internationales, l'OCDE par exemple). Rappelons tout de même que cela suppose que les agents qui supportent ces externalités disposent d'un pouvoir assez fort pour contraindre les pollueurs à supporter les conséquences de leurs actions. Comme dans toute négociation, l'issue dépend évidemment d'un rapport de forces. Ce n'est pas parce que les pollueurs auraient l'avantage initial qu'il n'y aurait pas la possibilité d'améliorer la situation de tous. Ainsi, il arrive que ce sont les non-fumeurs qui payent pour que les fumeurs arrêtent de fumer !

Symétriquement, en cas d'externalités positives, le principe pollueur-payeur reviendrait à rémunérer l'agent qui produit ces aménités pour le bien de la collectivité. Un agriculteur qui produit des gaz à effet de serre via ses cultures (et le protoxyde d'azote émis) ou ses ruminants (via le méthane émis) devrait être taxé à hauteur du dommage occasionné. Mais s'il stocke du carbone dans les sols en modifiant ses pratiques culturales ou en modifiant l'utilisation de son sol, il devrait bénéficier de primes équivalentes à l'avantage collectif attendu.

En réalité, se pose immédiatement le problème de la vérification et du contrôle de ce chaque agent produit réellement. Evoquer les "bonnes pratiques agricoles" et les inscrire dans un contrat ne suffit pas, la spécification du contrat étant trop difficile pour le rendre complet. Ces asymétries d'information entre les agents économiques et le régulateur doivent être prises en compte dans la définition et l'évaluation des impacts de toute mesure de régulation.

On conviendra assez aisément qu'il est difficile d'évaluer les émissions de GES proprement dites, tout comme il sera difficile d'évaluer le stockage de carbone réellement effectué au niveau de chaque parcelle ou de chaque exploitation agricole. A défaut de disposer d'un détecteur sur chaque parcelle ou chaque ruminant, ou de mesurer les accroissements de carbone stocké dans une profondeur donnée de sol agricole, on peut disposer de moyens de contrôle sur les facteurs supposés des émissions (le type d'occupation du sol, par voie d'enquête ou par satellite, tout ou partie des animaux possédés par l'exploitant, via les aides reçues dans le cadre de la Politique Agricole Commune, les aliments consommés par les animaux lorsqu'ils sont l'objet de transactions commerciales).

Les asymétries d'informations de toute nature feront que les instruments économiques de régulation seront de "second rang", le régulateur tentant de faire au mieux compte tenu des contraintes dont il doit tenir compte. Mais ses choix seront aussi guidés par l'évaluation qu'il aura faite au préalable des coûts de réduction des émissions de gaz à effet de serre, et, ce qui nous importe le plus ici, des coûts de changements d'utilisation des sols et plus généralement des coûts de stockage additionnel de carbone.

5.1.4. L'environnement physique et institutionnel

Les évaluations des coûts et des impacts des mesures économiques d'incitation et de régulation renvoient à différentes questions qui relèvent de l'appréciation de l'environnement physique et institutionnel.

L'évaluation économique repose évidemment sur une bonne appréciation des phénomènes physiques en jeu. Inciter à stocker du carbone dans les sols n'a de sens que si l'on est capable de lier un stockage additionnel de carbone raisonnablement estimé à des modes de production et aux types de production

agricole observés. Interfèrent à ce niveau des questions, des méthodes et modèles, et des résultats obtenus par les disciplines "biophysiques" (bioclimatologie, agronomie) d'une part et la discipline économique d'autre part. Il n'y a pas à ce niveau de raisons de préférer une approche "linéaire" du type "les scientifiques des disciplines biophysiques modélisent et produisent des résultats dont devront se satisfaire les économistes pour produire leurs évaluations" ni du type "les économistes dictent les scénarios qu'ils jugent opportuns aux scientifiques pour que ceux-ci concentrent leurs simulations sur des hypothèses étroites". Il n'y a pas plus de raisons que les physiciens obligent à considérer le passage à un scénario "2 fois CO₂" en 50 ans, que les agronomes sélectionnent tel jeu de variétés végétales sur tel territoire, ou que les économistes décident que tel taux d'actualisation est incompatible avec tel choix d'utilisation des terres. Dans un problème aussi ouvert que celui du stockage du carbone dans les sols, les approches des uns devront apprendre à être plus réactives à ce que savent proposer les autres.

Il est important de noter l'effort que font les différentes communautés scientifiques pour échanger leurs visions et les résultats auxquels elles peuvent raisonnablement prétendre. Parmi d'autres, retenons trois exemples. Tout d'abord le GIEC (IPCC en anglais) vient de produire son troisième rapport qui offre des synthèses d'analyses scientifiques combinant les sciences physiques au sens le plus large du terme et la science économique. Par ailleurs, des appels d'offre sont proposés par les pouvoirs publics en mettant l'accent sur le caractère pluridisciplinaire des programmes de recherche, préoccupation qui se retrouve dans la composition des comités scientifiques d'évaluation des propositions (à l'exemple de ce que réalise le programme "Gestion des Impacts du Changement Climatique", géré par le ministère chargé de l'environnement, sous la présidence scientifique de J.C. André). Enfin, quand il instruit un dossier sur le changement climatique et les moyens économiques d'en réguler les impacts d'origine anthropique, le Conseil d'Analyse Economique fait appel aux physiciens et aux biologistes pour éclairer les économistes sur les futurs possibles à différents horizons de temps².

Dans un registre très différent, mais tout aussi important, on ne peut écarter de l'analyse d'un problème environnemental, tel que celui du stockage du carbone dans les sols agricoles, le jeu politique et institutionnel couvert par la Politique Agricole Commune et plus généralement par les politiques agri-environnementales nationales et européennes. Les directives européennes traitant de la notion de bonnes pratiques agricoles, ou les Contrats Territoriaux d'Exploitation proposés en France dessinent à terme un passage obligé pour toute nouvelle orientation publique en matière de régulation des externalités environnementales et d'incitation à la promotion des aménités. En d'autres termes, la PAC a un avenir d'autant plus assuré que sa composante "environnement" est plus fortement revalorisée.

L'analyse des cycles physico-chimiques du carbone, ou de l'azote, dans les sols agricoles fait qu'il semble difficile de traiter un problème environnemental lié à l'atmosphère et au climat, en ignorant le problème de la qualité des sols et des eaux souterraines. Ce seul exemple montre la difficulté qu'il y aura à produire des évaluations communément avalisées et acceptées par la communauté scientifique. Il convient qu'en soient convaincus les décideurs publics desquels les populations peuvent exiger rapidement des "solutions" à des problèmes de grande ampleur.

2. Voir le rapport à venir de R. Guesnerie pour le CAE. Mentionnons aussi l'étude de P.N. Giraud réalisée pour le compte du Commissariat Général du Plan.

5.1.5. Résultats attendus

Rappelons donc que nous ne traitons ici que d'évaluation économique en termes monétaires. Ce chapitre prétend n'aborder que ce qui relève de la science économique, et plus précisément ce qui relève de l'efficacité économique, même si l'on se heurte à la difficulté habituelle de la bonne appréciation de la valorisation individuelle et collective des biens et des externalités. Les termes eux-mêmes ne sont pas neutres, et quand sera utilisé le terme "social" (coût social, bien-être social), il conviendra de resituer ce terme dans son acception collective, évidemment contingente à une conception utilitariste de l'agrégation des préférences individuelles.

Rappelons enfin que l'exercice mené dans le cadre de la rédaction de ce rapport n'avait pas pour but la production de résultats originaux. Par ailleurs, nous n'avons pas pu exploiter dans le temps imparti les éléments synthétisés dans les chapitres précédents. Nous proposons néanmoins dans la dernière section de ce chapitre quelques éléments conclusifs qualitatifs qui, nous l'espérons, viendront alimenter la réflexion des décideurs dans un domaine caractérisé par une assez forte incertitude scientifique et par l'absence d'expérience en politique économique en la matière³.

3. Le type même du problème – le stockage du carbone dans les sols – et l'échelle globale que nécessite l'approche sont en cause.

5.2. Les instruments de politique économique

(M. Chiroleu-Assouline)

La théorie économique permet de donner un éclairage sur les outils de politique économique adaptés à la régulation des émissions de gaz carbonique, que ce soit par la réduction des émissions brutes ou par l'augmentation de la séquestration dans le sol. La définition de ces outils repose sur la constatation de la nature spécifique d'*externalité* des émissions polluantes ou des pratiques dépolluantes qui sont sources de défaillances du marché dont le traitement justifie l'intervention de l'État.

Cette section a ainsi pour objectif de présenter les éléments théoriques généraux⁴ qui vont permettre de définir à la section suivante les mesures incitatives susceptibles d'être employées pour favoriser l'adoption de pratiques agricoles de séquestration du carbone dans le sol.

5.2.1. Le niveau optimal d'émission et/ou de séquestration de carbone

5.2.1.1. La notion d'externalité

On définit l'existence d'un *effet externe*, ou d'une *externalité*, par le fait que le bien-être d'un agent – la satisfaction d'un consommateur ou le profit d'une firme – ou sa liberté de choix de comportement sont directement affectés par les actions d'un autre sans donner lieu à transaction.

L'externalité est positive, lorsqu'elle améliore le bien-être de l'agent concerné : on parle alors d'*économie externe* (c'est le cas des externalités occasionnées par l'activité de recherche et développement engagée par certaines firmes et qui bénéficie à d'autres, ou encore ici des effets favorables exercés sur l'environnement par le stockage du carbone dans le sol). Lorsqu'elle dégrade le bien-être de l'agent, l'externalité est négative, c'est une *déséconomie externe* : c'est le cas des externalités qui correspondent à une dégradation de l'environnement, comme toutes les émissions de gaz à effet de serre, les déchets polluants, etc.

La présence d'externalités constitue un cas de défaillance du marché au sens où l'équilibre concurrentiel n'est pas optimal au sens de Pareto (il serait possible d'améliorer le bien-être de certains agents sans détériorer celui des autres). En effet, le bien-être des agents dépend de biens qui n'ont pas de prix alors que l'obtention d'une allocation efficace nécessiterait que les agents soient confrontés au juste prix de ces biens.

Parmi l'ensemble des externalités, plusieurs distinctions peuvent être opérées, selon leur source ou leur influence sur l'économie. Les *externalités bilatérales* sont simplement celles qui résultent de l'action d'un seul agent sur le bien-être d'un seul autre agent. Les externalités sont cependant le plus souvent causées par l'action de plusieurs agents (la pollution atmosphérique) et/ou affectent un grand nombre d'agents : ce sont alors des *externalités multilatérales*.

Les externalités multilatérales peuvent être réparties en deux catégories : les externalités *privées*, ou *rivales*, telles que le dommage subi par un agent réduit d'autant celui qui est subi par les autres (par

4. Cette présentation reprend et condense celle que le lecteur peut trouver dans Beaumais et Chiroleu-Assouline (2002).

exemple, le stockage de déchets) et les externalités *publiques*, ou *non rivales*, telles que le montant d'externalité affectant un agent ne diminue pas celui qui est subi par les autres (pollution atmosphérique).

Lorsque la source productrice de l'externalité n'est pas identifiable, ce qui est le cas de nombreuses situations de pollution globale, l'externalité est dite *diffuse*. Enfin, dans certains cas, un agent qui subit une externalité peut la faire peser sur d'autres agents (par exemple pour les déchets qui peuvent être transférés d'un pays à un autre), l'externalité est alors dite *transférable*.

On peut enfin distinguer les externalités *statiques* des externalités *dynamiques*. Les premières ont un effet réversible sur le bien-être des agents et peuvent être traitées par des accords entre agents économiques contemporains tandis que les secondes ont des effets persistants sur l'économie et ne peuvent donc être compensées par les mêmes méthodes (c'est le cas des émissions de gaz à effet de serre).

Ainsi les émissions de GES et le stockage de carbone constituent-elles des externalités (respectivement négatives et positives) multilatérales, non rivales, souvent diffuses, non transférables et dynamiques.

5.2.1.2. Le niveau optimal d'externalité (négative ou positive)

Nous présentons tout d'abord un modèle simple à deux agents qui permet de mettre en évidence les conséquences de l'existence d'une externalité bilatérale négative de production affectant les consommateurs ou un autre producteur, dénommés dans la suite les victimes de l'externalité. On suppose ici que la production de bien x par l'entreprise génératrice d'externalité s'accompagne d'émissions polluantes (gaz, carbone ou déchets). Ce phénomène est pris en compte au travers de la fonction de profit $\pi(x, e)$ qui dépend à la fois du volume de production et de la quantité de pollution émise, notée e . En effet, il est coûteux pour l'entreprise de réduire ses émissions, en adoptant par exemple des technologies moins polluantes ou en installant des équipements de dépollution en fin de processus. C'est d'autant plus coûteux que des efforts de dépollution ont déjà été engagés et que le niveau d'émission est déjà faible. Par conséquent, le profit supplémentaire qui peut être tiré d'une unité d'émission supplémentaire (ou profit marginal π_m) est positif et décroissant.

Les émissions polluantes sont supposées affecter le bien-être des autres agents en provoquant, au-delà d'un certain seuil (\underline{e}) d'assimilation naturelle des émissions par le milieu, un dommage croissant et (le plus souvent) convexe noté $D(e)$:

$$\begin{cases} D(e) = 0 \text{ pour } e < \underline{e} \\ D(e) > 0 \text{ pour } e > \underline{e} \end{cases}, D_m = \frac{\partial D}{\partial e} > 0 \text{ et } \frac{\partial^2 D}{\partial e^2} > 0.$$

L'origine du problème posé par le caractère polluant de l'activité de cette entreprise est que celle-ci est incitée à polluer, et non à réduire spontanément sa pollution, puisque toute réduction des émissions diminuerait son profit. Au-delà d'un certain seuil \bar{e} , une pollution supplémentaire n'augmente plus le profit de la firme. En l'absence de toute contrainte, à l'équilibre décentralisé, le choix rationnel de l'entreprise consiste à choisir d'émettre exactement cette quantité de rejets polluants qui lui permet de maximiser son profit. Comme le montre le graphique 5.2.1, elle émet en effet le volume d'externalité négative qui annule son profit marginal (π_m).

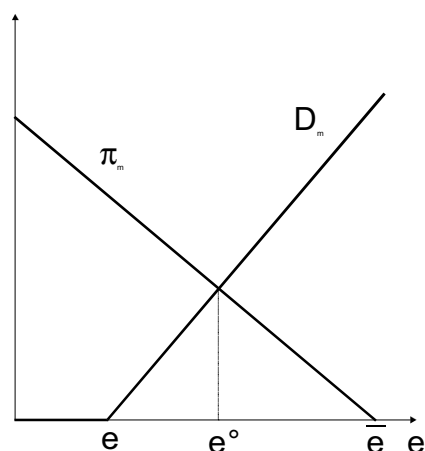


Figure 5-1. Niveau optimal du dommage.

À l'équilibre concurrentiel décentralisé, l'émetteur de l'externalité ne tient donc pas compte des conséquences de son comportement sur les autres agents, c'est-à-dire du dommage qu'il leur fait subir. Le comportement qui serait optimal du point de vue de l'ensemble de la société consisterait à intégrer à la fois le coût privé de l'activité et son coût social et à maximiser la différence entre les bénéfices et les coûts associés à la production de cette externalité. À l'optimum, le niveau de pollution choisi doit ainsi être tel que le dommage marginal subi par le consommateur en raison de la pollution (D_m) soit égal au bénéfice marginal de cette pollution pour l'entreprise (π_m). C'est un résultat standard de l'approche marginaliste : la recherche de la décision optimale passe par la comparaison entre bénéfice marginal et coût marginal. Le point essentiel est ici que le choix optimal résulte de la comparaison entre coûts et avantages sociaux, et non seulement privés comme à l'équilibre décentralisé. Par conséquent, l'entreprise choisit à l'optimum un niveau de pollution e^o inférieur au niveau maximal de pollution choisi à l'équilibre décentralisé, $e^d = \bar{e}$ (car $\pi_m > 0$ à l'optimum tandis que $\pi_m = 0$ à l'équilibre décentralisé, ce qui implique, en raison des hypothèses faites sur l'influence de la pollution sur la fonction de profit, que $e^o < \bar{e}$). Ce niveau de pollution, correspond à ce que l'approche marginaliste qualifie de *niveau de pollution optimal*. La figure 5-1. présente le mode de détermination de cette pollution optimale. Il est important de remarquer qu'il n'est en général pas optimal d'atteindre une quantité nulle de pollution car cela engendrerait un coût excessif de dépollution en comparaison avec le bénéfice tiré de la suppression de la pollution.

La condition d'optimalité précédente peut aussi être interprétée comme l'égalité entre le bénéfice marginal social de la dépollution $\bar{e} - e$ (noté $B_m = -D_m$) et le coût marginal privé de la dépollution (noté $C_m^d = -\pi_m$). Or la dépollution représente une externalité positive. Autrement dit, quel que soit le sens de l'effet externe, c'est le même principe qui prévaut pour en déterminer le niveau optimal. On peut ainsi également **définir un niveau optimal de stockage du carbone (externalité positive) par la même égalité entre le coût marginal de la quantité de carbone stockée et le bénéfice marginal social qui en est retiré.**

La conséquence essentielle de l'existence d'externalité apparaît dans cet exemple très clairement : le marché concurrentiel échoue à réaliser l'allocation optimale des ressources, produisant une quantité excessive d'externalité négative et une quantité insuffisante d'externalité positive. En l'absence de régulation, les agents produisent spontanément un niveau d'émission de GES excessif. Symétriquement, en l'absence de régulation, les agents stockent trop peu de carbone.

5.2.2. Les instruments d'internalisation

L'existence d'effets externes conduit toujours à une inefficacité de l'équilibre concurrentiel, c'est une *défaillance du marché*, et pose le problème de la restauration de cette efficacité. En effet, l'externalité négative fait peser sur la société un coût non pris en compte par l'émetteur de l'externalité tandis que **l'externalité positive engendre un bénéfice social ignoré par l'agent qui la provoque**. En dehors des cas qui pourraient être réglés par des négociations bilatérales, (voir l'exposé du théorème de Coase au paragraphe 5.2.2.2), l'existence de telles défaillances du marché peut justifier l'intervention de l'État. Toutes les solutions proposées, dans ce cadre, pour traiter ce problème consistent à faire intégrer par le pollueur le coût total de ses actions : c'est la démarche de l'*internalisation* des externalités.

Si les autorités disposent des informations nécessaires pour déterminer le niveau optimal de pollution, elles peuvent envisager deux types de mesures : des mesures réglementaires ou la mise en place d'instruments économiques qui conduisent les agents économiques à infléchir leurs comportements de façon à atteindre l'optimum de façon décentralisée, il s'agit alors d'une internalisation des externalités, au sens où l'instrument utilisé fait peser sur les agents pollueurs le coût total (social et non seulement privé) de leurs actions, ou **permet aux dépollueurs d'engranger le bénéfice total de leurs activités**.

Les problèmes d'information ou de mesure que rencontre le plus souvent le régulateur empêchent le plus souvent d'évaluer de façon sûre ce niveau optimal d'externalité. Néanmoins, c'est le même type de raisonnement qui doit alors permettre de se fixer un objectif donné : l'analyse coût-bénéfice permettra, à défaut de maximiser l'écart entre bénéfices et coûts, de s'assurer que cet écart est au moins positif.

5.2.2.1. Instruments normatifs

Un moyen simple de s'assurer que le niveau optimal de pollution soit atteint par les agents consiste à leur imposer des normes, qui peuvent être de différentes natures.

La *norme d'émission* consiste en un plafond maximal d'émission qui ne doit pas être dépassé sous peine de sanctions administratives, pénales ou financières (émissions de dioxyde de soufre, SO₂, ou de carbone dans l'atmosphère, etc.). Dans la mesure où les agents pollueurs ont économiquement intérêt à polluer (ils subissent un coût de dépollution), la norme assure qu'ils choisiront toujours exactement le niveau maximal de pollution autorisé, ni plus ni moins. Si la norme est correctement spécifiée, l'objectif du planificateur est alors atteint. Néanmoins, si l'évaluation des coûts marginaux de dépollution et du dommage marginal est entachée d'erreur, la norme peut être fixée à un niveau qui ne correspond pas à l'optimum. Si elle est trop laxiste, le niveau de pollution sera trop élevé sans que les agents pollueurs aient la moindre incitation à réduire leurs émissions. Si elle est trop rigoureuse, le niveau de pollution sera inférieur au niveau optimal ce qui, du point de vue de la stricte efficacité économique adopté ici, n'est pas non plus souhaitable car cela engendrera une perte de bien-être social en imposant aux pollueurs un coût de dépollution excessif.

L'instrument correspondant, dans le cas d'externalités positives, consisterait en un niveau plancher : par exemple, une quantité minimale de carbone à stocker dans le sol par exploitation ou par unité de surface. Une telle norme poserait les mêmes problèmes d'inefficacité en cas de mauvaise appréciation des coûts et des bénéfices.

Les *normes de procédé* imposent aux agents l'usage de certains équipements dépolluants (pots d'échappement catalytiques, stations d'épuration) ou de certaines pratiques dépolluantes (par exemple,

afforestation pour le stockage du carbone). Les *normes de qualité* spécifient les caractéristiques souhaitables du milieu récepteur des émissions polluantes (taux de nitrates dans l'eau potable, taux d'émission de dioxyde et monoxyde de carbone des véhicules automobiles). Enfin les *normes de produit* imposent des niveaux donnés limites à certaines caractéristiques des produits (taux de phosphates dans les lessives, teneur en soufre des combustibles, caractère recyclable des emballages, etc.).

Le problème posé par l'instauration de normes est autant un problème d'évaluation qu'un problème d'asymétrie de l'information. On remarque que le pollueur est en général rationnellement incité à tricher, dans la mesure où ne pas respecter la norme lui permettrait de réduire ses coûts de dépollution. D'où la nécessité de contrôles rigoureux et fréquents, le problème de hasard moral ainsi posé ne pouvant être combattu que si le bénéfice marginal anticipé de la fraude est plus faible que le coût anticipé de la pénalité (égal au produit du montant effectif de la pénalité subie en cas de détection de la fraude et de la probabilité de contrôle). Les normes de procédé sont en ce sens préférables aux normes d'émission car il est plus facile de contrôler l'existence d'un équipement spécifique de dépollution ou la mise en œuvre d'une pratique dépolluante que de mesurer continûment les émissions polluantes.

L'inconvénient des normes le plus souvent invoqué est leur incapacité, si elles ont été fixées à un niveau non optimal – c'est le cas le plus courant – à inciter les agents à augmenter leur effort de dépollution. Nous verrons, au paragraphe 5.2.2.2, qu'elles ne produisent en particulier aucune incitation à l'innovation, au contraire des instruments économiques. Mais elles présentent l'avantage de ne faire subir aux pollueurs aucun coût autre que le coût de dépollution, ou *coût de mise en conformité* avec la norme.

5.2.2.2. Instruments économiques : taxes, subventions, marchés de droits

Dans la mesure où l'existence de l'externalité se manifeste par une différence entre coûts (ou bénéfices) privés et coûts (ou bénéfices) sociaux d'une activité, l'internaliser suppose de combler cet écart. Tous les instruments économiques permettant d'atteindre cet objectif peuvent être envisagés. Leur logique est relativement simple : il s'agit de modifier le coût des comportements sources d'externalités tout en laissant aux agents toute flexibilité pour trouver eux-mêmes les stratégies de contrôle de la pollution à moindre coût. Ils sont en général classés en trois catégories : régulation par les prix (taxes ou subventions), régulation par les quantités (quotas de permis d'émission), établissement de règles de responsabilité (pénalités de non-conformité, dépôts de garantie remboursables).

▪ Taxes

C'est A.C. Pigou (1920) qui a le premier proposé de mettre en place une taxe, dite pour cette raison *pigouviennne*, pour internaliser les externalités négatives. Le principe de cette taxe est simple : il s'agit de fixer un coût marginal τ aux émissions polluantes de sorte que le comportement maximisateur de l'agent pollueur le conduise à émettre exactement le volume optimal d'émission. L'entreprise produisant le bien polluant décidera rationnellement, à l'équilibre décentralisé, de polluer tant que son coût marginal de dépollution (C_m^d) est supérieur au coût marginal de ses émissions (τ). Pour que le volume d'émissions atteint soit le volume optimal, il faut donc fixer le taux de taxe au niveau du dommage marginal subi par la victime : $\tau = D_m$.

L'instauration d'une taxe pigouvienne sur les émissions polluantes est compatible avec le principe pollueur-payeur puisqu'il s'agit de faire supporter au pollueur la différence entre le coût social et le coût privé de son activité. Du point de vue de la recherche du niveau optimal de pollution, il aurait été équivalent de faire payer aux victimes le coût de la dépollution mais les deux solutions n'ont naturellement pas les mêmes conséquences ni en termes d'efficacité économique, ni en termes de distribution des revenus ce qui rend la seconde éthiquement et politiquement peu acceptable.

Dans le cas particulier où la pollution est un produit fatal de la production d'un bien, l'internalisation de l'externalité passe par l'application d'une taxe pigouvienne sur le bien lui-même et la réduction nécessaire des émissions implique une réduction proportionnelle de la production du bien incriminé. Il est *a contrario* clair qu'une taxe sur le produit sera inefficace dans tous les autres cas, où le taux d'émission peut être directement contrôlé par les firmes.

La taxe est un instrument efficace et supérieur à la réglementation ou aux subventions, au sens où elle permet d'atteindre un objectif donné à coût minimal sans pour autant exiger la connaissance du coût de dépollution des pollueurs. Elle est également dite *dynamiquement efficace* dans la mesure où elle exerce une incitation continue à l'innovation. L'instauration d'une taxe environnementale rencontre cependant des obstacles dans certaines situations particulières (externalités transférables ou pollutions diffuses) qui sont évoquées à la fin de cette section.

En théorie, il devrait être très simple d'internaliser totalement une externalité et d'atteindre le niveau optimal en instaurant une taxe pigouvienne. La quantité d'information nécessaire à leur mise en place est cependant trop importante pour qu'en pratique l'optimum de Pareto puisse être restauré. En effet, la détermination du niveau de pollution optimal nécessite de connaître aussi bien la fonction de dommage marginal subi par les victimes que les caractéristiques du coût marginal de dépollution. L'évaluation monétaire des dommages présente de nombreuses difficultés, tandis que la connaissance des coûts marginaux de dépollution pose essentiellement des problèmes de collecte d'information et en particulier d'asymétries d'information. Lors des négociations préalables à la mise en œuvre d'une politique, les pollueurs ont intérêt à surestimer leurs coûts d'abattement, ce qui conduirait le régulateur à surestimer le niveau de pollution optimal et, par conséquent, à fixer une norme trop laxiste, un taux de taxe trop faible ou une subvention trop élevée.

Le choix de l'assiette de la taxe est tout aussi crucial que celui du taux. D'un point de vue théorique, il est essentiel que celle-ci soit liée le plus étroitement possible avec l'externalité : dans tous les cas de flexibilité des taux d'émission, il faut taxer directement les émissions de préférence aux activités polluantes (consommation ou production). C'est d'ailleurs la situation envisagée en théorie et présentée ici. Seule la situation où les taux d'émission sont constants (lorsque la pollution est un produit fatal, en proportion constante, de la production ou de la consommation d'un facteur de production) permet l'équivalence d'impact entre une taxe sur les émissions et une taxe sur le produit engendrant les émissions.

Il existe cependant des cas dans lesquels il est nécessaire, voire obligatoire, de taxer les inputs ou les produits. La règle générale résulte une fois de plus de la comparaison entre les coûts respectifs. Il sera ainsi possible de taxer directement les émissions lorsque celles-ci sont directement et précisément mesurables sans coût excessif, tandis qu'il faudra se rabattre sur une politique plus indirecte, en prélevant taxes ou redevances sur les produits lorsqu'il serait difficile ou trop coûteux administrativement de mesurer directement les émissions. Ce peut être le cas des pollutions diffuses où l'on choisira de taxer les inputs polluants (taxes sur les engrais plutôt que sur les rejets de nitrates des exploitations agricoles).

▪ **Subventions**

La lutte contre la pollution s'effectue dans certains cas par le versement de subventions : en France, par exemple, des aides sont versées et des prêts consentis aux industries et aux collectivités locales pour les soutenir dans leurs efforts de limitation des rejets, d'assainissement et d'épuration des eaux. Du point de vue strict du niveau de pollution atteint, il est naturellement équivalent à court terme de taxer les pollueurs pour obtenir d'eux qu'ils réduisent leurs émissions ou de les subventionner dans leurs activités de dépollution. En effet, si l'agent polluant reçoit une subvention proportionnelle (de taux unitaire s) à la réduction de ses émissions par rapport au niveau qu'il aurait choisi en l'absence de toute contrainte, son comportement rationnel consiste à dépolluer tant que son coût marginal de dépollution C_m^d est inférieur au taux de subvention, ou encore tant que le coût d'opportunité d'une unité supplémentaire d'émission (s) est supérieur au bénéfice marginal qu'il en retire (C_m^d). Le taux de subvention optimal est ainsi égal au taux de taxe optimal. C'est le même raisonnement que celui qui conduit à internaliser une externalité positive (comme la recherche et développement) par le versement d'une subvention égale au bénéfice marginal retiré par l'ensemble de la société de cette activité.

Néanmoins, les conséquences des deux instruments peuvent être très différentes à plus long terme, en particulier dans le cas d'émissions polluantes strictement proportionnelles à la production x . Notons \bar{x} le niveau de production spontanément choisi par l'entreprise en l'absence de toute politique. En effet, l'instauration d'une taxe de taux unitaire τ augmente à la fois le coût marginal et le coût moyen de production de l'entreprise polluante ; en revanche, la subvention à un taux unitaire s de la réduction des émissions augmente le coût marginal de production de s (toute augmentation d'une unité de production élève les émissions d'une unité et réduit la subvention perçue de s) et diminue le coût moyen de production de $s(\bar{x} - x)/x$. Autant l'instauration de la taxe peut conduire à éliminer des entreprises peu performantes, autant celle d'une subvention risque d'avoir l'effet inverse, à savoir favoriser le maintien dans la branche d'entreprises peu rentables en abaissant leur seuil de rentabilité. À l'extrême, des entrées de nouvelles entreprises peuvent même être stimulées, ce qui peut conduire au résultat paradoxal, qu'avec la subvention, même si chaque entreprise présente réduit effectivement son volume individuel de pollution au niveau souhaité, au niveau agrégé, la pollution augmente et atteint ainsi un niveau supérieur à celui visé. Dans le cas où le taux d'émission serait flexible grâce à la possibilité d'adopter de nouvelles technologies, le résultat est plus incertain : la pollution globale s'élèvera si le niveau d'émission des nouvelles unités de production est supérieur à la réduction de pollution des anciennes.

Il est enfin éclairant de comparer les conséquences financières de la taxe et de la subvention pour les pollueurs et pour les victimes de la pollution. On peut ainsi considérer que le pollueur est subventionné pour polluer, ou rémunéré pour dépolluer. Le fait de subventionner la dépollution des agents pollueurs est donc, à la fois dans l'esprit et dans la pratique, contraire au principe pollueur-payeur, car, dans ce cas, ce sont les victimes qui, à travers l'autorité régulatrice, paient pour obtenir le niveau de pollution maximal qui leur convient.

Une stricte symétrie peut être mise en évidence quant aux instruments de régulation par les prix appropriés aux différents types d'externalité : dans le cas des émissions de GES (externalité négative), il est possible de taxer les émissions ou de subventionner les réductions d'émissions tandis que dans le cas du stockage de carbone (externalité positive), il s'agira de subventionner – primer – le **stockage** ou de pénaliser l'absence de stockage – par des pénalités ou une taxation différentielle des cultures selon leur potentialité de stockage.

Il faut noter qu'il n'y a cependant pas d'effet pervers de la prime dans le cas de l'internalisation d'une externalité positive comme le stockage de carbone, au contraire. En effet, la prime abaisse alors à la fois le coût marginal et le coût moyen de l'activité de dépollution et, si elle permet ainsi le maintien voire l'entrée de firmes qui n'auraient sinon pas été rentables, elle peut augmenter l'activité globale génératrice d'externalité.

■ *Taxes ou primes et normes*

Plaçons-nous d'abord dans le cas d'une externalité négative. La norme d'émission s'applique de façon uniforme à tous les pollueurs, quel que soit le montant de leur coût marginal de dépollution. L'application d'une norme indifférenciée à des pollueurs caractérisés par des coûts de dépollution différents leur impose des efforts de dépollution très différents en termes de coûts. La recherche de l'efficacité économique supposerait au contraire de minimiser le coût global de dépollution en imposant des normes différentes aux pollueurs.

En présence d'une taxe (calibrée pour atteindre le même objectif) ou d'une subvention à la dépollution, en revanche, les pollueurs dont le coût d'abattement est faible réduiront davantage leurs niveaux d'émission que ceux dont le coût d'abattement est élevé. Au contraire des normes, taxe et subvention permettent ainsi de minimiser les coûts agrégés de dépollution. L'équivalence sur ce point entre norme et instruments de régulation par les prix ne pourrait être obtenue que par la différenciation parfaite des normes selon les pollueurs, ce qui est irréalisable en raison des coûts de collecte d'information et de contrôle administratif.

Lorsque l'objectif de dépollution poursuivi est réalisé par l'imposition d'une norme, les pollueurs n'ont aucune incitation à dépasser cette norme et à réaliser des réductions supplémentaires de leurs émissions, en dehors de l'influence éventuelle de groupes de pression ou de préoccupations morales particulières à certaines entreprises. Comme cela a déjà été mentionné, ils sont même rationnellement incités à tricher, ce qui impose aux autorités de mettre en place des dispositifs de surveillance et de contrôle qui peuvent être coûteux, problème partagé d'ailleurs par l'utilisation de taxes qui nécessitent également de pouvoir mesurer les émissions.

Alors que la norme équivaut à une barrière qui ne sera pas volontairement franchie par les pollueurs, la régulation par les prix présente l'avantage de les inciter continûment à l'innovation afin de s'efforcer de diminuer leurs coûts marginaux de dépollution. Il est rationnel pour le pollueur de profiter de l'opportunité offerte par l'innovation en exploitant le différentiel apparu entre le taux de taxe et le nouveau coût marginal de dépollution : ses émissions diminuent alors, ce qui lui permet de réaliser à la fois une économie en termes de coûts de dépollution plus forte que dans le cas de la norme et une économie sur le montant de la taxe qu'il acquitte. Cet effet permanent d'incitation à l'innovation bénéficie non seulement aux pollueurs, mais également à l'ensemble de la société puisque les émissions diminuent.

De façon analogue, **la norme n'incite pas à essayer d'obtenir un niveau d'externalité positive supérieur au niveau plancher, ce que permet au contraire la prime.**

■ *Marchés de droits d'émission*

Comme nous l'avons vu, c'est essentiellement l'absence de marché, pour des biens tels que l'air, l'eau, etc., qui conduit à une allocation imparfaite des ressources, particulièrement des ressources naturelles, mais aussi des facteurs de production polluants. L'une des possibilités d'internalisation des effets externes consiste ainsi à définir un marché, là où il n'en existe pas *a priori*, et à laisser jouer les

mécanismes de la concurrence. L'intervention de l'État peut alors se limiter à la définition de droits de propriété ou de droits d'usage lorsqu'ils font défaut (biens libres) pour rétablir le bon fonctionnement de l'économie. La coordination des comportements des agents économiques (ménages, entreprises, etc.) est alors assurée soit par la négociation directe, soit par l'émergence d'un signal de prix (un prix de la pollution) qui résulte de la confrontation des préférences individuelles et collectives. Il existe donc une filiation entre les modes d'internalisation négociée, telles que R. Coase (1960) a pu les proposer et ce que l'on appelle aujourd'hui les systèmes de permis d'émission négociables.

S'il n'y a aucune loi contre les émissions polluantes, si les victimes de l'externalité ne jouissent d'aucun droit particulier à disposer d'un environnement propre, celles-là consentiront à dédommager le pollueur pour chaque unité de pollution non émise, et cela tant que le paiement effectué n'excédera pas le dommage marginal subi. Le pollueur, de son côté, exigera un prix égal au bénéfice marginal qu'il tire de ses émissions de polluants. À l'équilibre, il y aura donc égalité entre profit marginal de l'entreprise et dommage marginal subi par les victimes. Si les victimes jouissent au contraire d'un droit à bénéficier d'un environnement propre, le pollueur consentira à payer pour ses émissions tant que le paiement effectué n'excédera pas le profit marginal qu'il peut en tirer. Les victimes, de leur côté, exigeront un prix égal au dommage marginal qu'elles supportent. L'équilibre ainsi obtenu égalise à nouveau le bénéfice marginal du pollueur et le dommage marginal subi par les victimes.

Ainsi, l'allocation des ressources qui résulte de ce processus de négociation directe bilatérale est indifférente à l'attribution initiale des droits de propriété, et elle est, sans intervention de l'État, optimale : c'est le *théorème de Coase*. Cette approche est directement transposable au cas des externalités positives. **Dans le cas d'un puits de pollution, à l'équilibre, le bénéfice marginal du dépollueur serait égal à l'avantage marginal dont jouiraient les victimes de la pollution.**

On pourrait en déduire rapidement qu'il est toujours préférable, selon le critère du bien-être social, de définir des droits de propriété sur l'environnement, sur les ressources naturelles, plutôt que de recourir à l'intervention publique. L'optimalité des procédures de négociations directes touchant aux externalités peut cependant être contrariée par des défauts d'information ou encore par la présence de coûts de transaction. Les défauts d'information concernent à la fois la difficulté réelle d'établir le dommage externe marginal subi et l'utilisation stratégique qui peut être faite de la connaissance privée des bénéfices marginaux (de la pollution ou de la dépollution). Dans l'exemple que nous avons exposé, les victimes, lorsqu'elles jouissent d'un droit à bénéficier d'un environnement propre peuvent être incitées à ne pas révéler leur information privée et à surévaluer le dommage marginal qu'elles subissent. Le niveau de pollution atteint par la négociation ne sera alors pas spontanément optimal. Coase (1960) suppose par ailleurs que les agents impliqués dans la négociation directe ne supportent pas de coûts de transaction. Ces coûts de transaction désignent plus généralement les coûts de coordination des agents économiques (démarche d'acquisition de l'information, de contrôle des niveaux de pollutions, etc.). On peut considérer que cette hypothèse est réaliste dans le cas d'une négociation bilatérale. Mais souvent les atteintes à l'environnement concernent simultanément un grand nombre d'agents, les pollutions globales apparaissant comme un cas limite. La confrontation et la coordination des préférences privées de toutes les parties impliquées nécessitent alors une organisation dont le coût ne peut plus être tenu pour négligeable. Dans certains cas, ce coût peut être rédhibitoire (supérieur aux bénéfices attendus de la négociation) ou simplement supérieur à celui de l'intervention publique, qui devient alors économiquement rationnelle.

Lorsque le nombre d'agents concernés par une externalité est élevé, la création d'un marché peut apparaître comme une solution envisageable, pour assurer la coordination des préférences et des anticipations.

Par définition, les externalités sont hors du marché. Leur intégration dans le marché ne va donc pas de soi, n'est pas spontanée. Elle nécessite l'intervention de la puissance publique, au stade de la conception du dispositif d'internalisation et à celui de sa mise en œuvre, de façon plus ou moins marquée. De ce point de vue, la création d'un système de permis d'émission négociables relève d'une approche par les quantités (tandis que la fiscalité relève d'une approche par les prix). Il est alors nécessaire de fixer un plafond global de pollution, c'est-à-dire le nombre total de permis d'émission (ou de droits d'usage d'une ressource naturelle) qui pourront être échangés pendant une période donnée (un trimestre, une année, une décennie, etc.). Ce plafond d'émission est généralement défini en référence à une année de base ou en référence à un point moyen. Les permis (permis d'émettre une tonne de dioxyde de carbone, par exemple) doivent ensuite être répartis entre les agents concernés par l'externalité, en tout cas ceux que l'autorité publique souhaite voir participer au système. La répartition des permis peut être réalisée selon l'une ou l'autre des modalités suivantes (éventuellement combinées). Tout d'abord, les permis ou les droits à polluer (un droit d'usage de l'environnement ou d'une ressource naturelle) peuvent être mis aux enchères, selon un schéma qui se rapproche de l'introduction d'actions sur un marché boursier. Le prix qui résulte de cette modalité de répartition reflète théoriquement le consentement à payer des agents pour la diminution de la pollution qui sert d'assiette au système. Les permis peuvent également être vendus à un prix initial fixé à l'avance. Dans les deux cas (mise aux enchères sur une place boursière, vente de permis à un prix fixé à l'avance), l'allocation initiale des permis engendre des recettes qui peuvent venir abonder le budget de l'État. Enfin, les permis peuvent être attribués gratuitement (chaque trimestre, chaque année, etc.) ; une des solutions souvent avancée ou mise en pratique consiste à allouer gratuitement les permis aux agents en fonction de leurs émissions passées (ce que l'on désigne, dans la littérature anglo-saxonne sur le sujet, par le terme de *grandfathering*). Cette solution a souvent la préférence des industriels ou des agents concernés par le système de permis négociables que l'on crée ou que l'on envisage de créer pour des motifs distributifs immédiats évidents. L'allocation gratuite peut aussi (lorsque les entreprises sont concernées) se faire en fonction de la production passée.

La confrontation de l'offre et de la demande de permis débouche sur la fixation d'un prix du permis d'émission. En effet, chaque agent doit disposer, pour toute unité supplémentaire de polluant émise, d'un permis. Aussi, lorsqu'il sera confronté à une contrainte sur ses émissions (mise en place d'une politique visant à réduire les émissions globales), son calcul économique individuel le conduira à comparer ce que lui coûterait la réduction d'une unité supplémentaire de pollution (son coût marginal de réduction de la pollution) à ce que lui coûterait l'achat d'un permis d'émission supplémentaire (le prix du permis). Tant que le coût marginal de réduction sera inférieur au prix du permis, l'agent économique choisira de réduire ses émissions (par exemple en utilisant une technologie propre) plutôt que d'acheter un permis. À l'équilibre, il lui est indifférent d'acheter un permis supplémentaire ou de réduire sa pollution d'une unité supplémentaire ; cela se produit lorsque le coût marginal de réduction de la pollution est égal au prix du permis. Pour que le marché ou le système de permis d'émission négociables soit actif, il faut donc que les agents économiques aient des coûts marginaux de réduction de la pollution hétérogènes ; ceux qui, initialement, ont un coût marginal de réduction de la pollution inférieur au prix du permis seront potentiellement vendeurs de permis ; ceux qui, initialement, ont un coût marginal de réduction de la pollution supérieur au prix de permis seront potentiellement acheteurs de permis. Cette hétérogénéité suscite une offre et une demande de permis, et assure l'émergence d'un prix de permis. Au total, chaque agent, selon le raisonnement tenu précédemment, aligne son coût marginal de réduction de la pollution sur le prix du permis d'émission ; le système conduit donc à l'égalisation des coûts marginaux inter-individuels de réduction de la pollution ; l'objectif de dépollution est alors obtenu au coût minimum.

Lorsque la création du système de permis s'accompagne d'une diffusion d'un nombre prédéfini de permis, la réalisation de l'objectif fixé *ex ante* est assuré tandis que l'instauration d'une taxe ne permet pas d'obtenir spontanément un tel résultat : le taux correspondant à un niveau de pollution donné ne peut être issu que d'un processus de tâtonnement qui, bien qu'envisageable, implique à la fois des coûts administratifs (l'autorité publique doit réviser régulièrement le taux de taxe) et une altération des anticipations que les agents peuvent former.

Ensuite, par rapport à une taxe qui porterait sur la même externalité, le prix résultant de la confrontation de l'offre et de la demande de permis s'adapte en permanence aux conditions économiques (croissance, récession, progrès technique, etc.) contemporaines aux échanges. En particulier, les propriétés incitatives d'un système de permis négociables ne sont pas érodées par l'inflation.

Par ailleurs, la possibilité de vente de permis inutilisés agit comme une incitation permanente à l'innovation technologique et à la diffusion des techniques ou des processus industriels permettant d'aller au-delà des exigences de qualité requises. En effet, par rapport à un système s'appuyant sur la définition de normes et de technologies précises à adopter, un dispositif autorisant les transactions de permis ouvre l'éventail des choix de processus productif qui se présentent aux entreprises. L'adoption des nouvelles techniques de dépollution est également stimulée par la possibilité de tirer un revenu de la cession de l'excédent de permis qu'elle induit. La diffusion des méthodes de dépollution les plus efficaces pourrait en outre être améliorée par l'abaissement de leur coût, si la formation d'une demande soutenue en assurait la production à grande échelle.

Enfin, si l'attribution des permis se fait gratuitement, le choc économique qui résulte de la politique de limitation de la pollution visée est restreint, et de nature très différente de celui qui résulterait de l'instauration d'une taxe équivalente du point de vue environnemental.

■ *Taxes et permis d'émission*

En théorie, en situation d'information parfaite et en l'absence d'incertitude, les taxes et les systèmes de permis d'émission négociables sont équivalents. Pour atteindre un niveau de pollution donné (qu'il soit optimal ou pas), lorsque les coûts marginaux de dépollution sont parfaitement connus, les pouvoirs publics peuvent indifféremment choisir d'instaurer le taux de taxe qui correspond à ce niveau de pollution, ou créer un système de permis d'émission négociables qui mette en circulation une quantité de permis respectant ce même niveau de pollution. Le taux de taxe qui conduit à la limite d'émission retenue est égal au prix d'équilibre du système de permis d'émission négociables créé dans le respect de cette même limite d'émission.

En revanche, en univers incertain, les deux instruments ne sont plus équivalents. À partir d'un modèle simple, M. Weitzman (1974) montre que le choix entre une taxe et un système de permis d'émission négociables, pour réguler une pollution quelconque, dépend des pentes respectives de la courbe agrégée de dommage marginal et de la courbe agrégée de coût marginal de réduction de la pollution.

5.2.3. Les problèmes particuliers d'internalisation

5.2.3.1. Les cas de pollueurs multiples aux effets différenciés

Il est rare que les externalités soient simplement bilatérales et la plupart des phénomènes de pollution qui ont été cités jusqu'ici mettent en réalité en scène de multiples pollueurs et de multiples victimes.

Dans le cas où les émissions de chaque source affectent de la même façon le dommage marginal du consommateur représentatif, une propriété simple est vérifiée : à l'optimum, les bénéfices marginaux dus à la pollution sont identiques pour chacune des firmes polluantes, égaux au dommage marginal total subi par la victime de la pollution (il est équivalent de dire qu'à l'optimum, les coûts marginaux de dépollution sont au même niveau pour tous les pollueurs). Par conséquent, l'externalité pourra ici encore être simplement internalisée à l'aide d'une taxe pigouvienne de taux uniforme pour tous les pollueurs.

En revanche, lorsque les pollueurs ont des effets différenciés sur les dommages subis par la victime représentative, en raison de leur localisation géographique ou de l'hétérogénéité de leur pollution, le bénéfice marginal retiré de la pollution par chacune des firmes doit être égal, à l'optimum, à sa contribution individuelle au dommage marginal subi par les victimes : le taux de taxe pigouvienne nécessaire à l'internalisation n'est plus uniforme mais différencié selon les sources de pollution, ce qui pose évidemment des problèmes supplémentaires d'information.

Les résultats sont clairement analogues dans le cas d'activités génératrices d'externalités positives : le taux de subvention doit être personnalisé selon les agents concernés, en fonction de leur contribution individuelle à l'externalité.

5.2.3.2. Les pollutions diffuses et les séquestrations non attribuables

Un autre type de difficulté est introduit par le traitement des pollutions diffuses, c'est-à-dire les pollutions causées par de nombreuses sources de pollution difficiles ou très coûteuses à identifier ou à contrôler, qui posent à la fois un problème de mesure des émissions (dans ce cas, la taxation doit porter sur des inputs par exemple comme dans le cas des pollutions d'origine agricole par les engrais et les pesticides) et surtout un problème de hasard moral, lorsque les conséquences du comportement des pollueurs sur le niveau global de pollution ne peuvent pas être individualisées. La taxe sur les émissions est ainsi typiquement appropriée aux pollutions non diffuses dont les responsables sont aisément identifiables et contrôlables (déchets, pollution de l'eau, mais pas la pollution atmosphérique).

Dans le cas de pollutions diffuses où se pose en outre un problème de hasard moral, la taxe comme la norme sont inefficaces car le régulateur ne peut pas contrôler rigoureusement les efforts des pollueurs pour réduire leurs émissions. Il est alors nécessaire de mettre en place des mécanismes incitatifs complexes, comme les *taxes ambiantes* proposées par K. Segerson (1988).

5.3. Les coûts de stockage de carbone dans les sols agricoles

(U.A. Schneider ; traduit par T. Chevallier et P.A. Jayet)

5.3.1. Introduction

Du fait de la nature d'externalité positive du stockage de carbone, il n'y aucune raison pour que les exploitants agricoles adoptent spontanément les techniques de stockage de carbone à un niveau qui corresponde à l'optimum social défini plus haut. Dit autrement, sans incitation ou contrainte externe, par exemple de la part d'une agence environnementale, rien ne les pousse à stocker du carbone au-delà de ce qui leur est individuellement profitable (voir la section 5.2 de ce chapitre). Une évaluation complète des coûts de stockage du carbone est donc nécessaire pour justifier d'une politique agricole sur le carbone et, le cas échéant, pour déterminer le niveau de la régulation. Ainsi, les décideurs qui voudraient atteindre un niveau déterminé de réduction d'émission carbonée, pourraient fonder les taxes ou le niveau des subventions (primes) à appliquer à partir d'une courbe d'abattement des coûts de réduction des émissions de carbone.

L'option économique du stockage du carbone dans les sols agricoles pour réduire la concentration des GES peut être aisément mal perçue si elle est mal étayée. En premier lieu, le niveau des coûts d'abattement et leur pente (coût marginal) sont importants dans la mesure où ils déterminent la réaction des agriculteurs à l'application d'un instrument de régulation de type économique (cf. chapitre précédent). De plus, les coûts de stockage de carbone dans les sols agricoles ne sont souvent pas constants, ils varient significativement dans l'espace, le temps et en fonction des techniques employées. Dans la perspective d'une politique de régulation efficace, il convient alors de se doter de méthodes de mesure qui, non seulement donnent une appréciation correcte de ces coûts (en niveau et à la marge) mais aussi rendent compte le plus fidèlement possible de leur hétérogénéité. Cette mesure est essentielle dans le calcul d'une taxe ou d'un montant de permis qui réduise au minimum l'écart à l'optimum social.

L'objectif de cette section est de préciser la nature des coûts et des bénéfices que l'on peut attendre du stockage de carbone dans les sols agricoles, d'en dégager les caractéristiques importantes, et de résumer les méthodes utilisées pour leurs estimations respectives. Pour illustrer ces propos, des estimations empiriques préliminaires seront présentées dans le cadre d'une étude américaine.

5.3.2. Impacts économiques du stockage du carbone agricole

Les efforts pour stocker du carbone dans les sols sont associés à une série complexe d'impacts directs et indirects sur l'économie. Chacun de ces impacts peut être soit avantageux soit préjudiciable pour l'ensemble ou une partie des agents économiques. Les impacts économiques directs sont définis ici comme tous les effets économiques qui se situent directement au niveau de l'exploitation agricole. Les impacts économiques indirects prennent en compte les effets sur les marchés agricoles et les externalités environnementales qui ne relèvent pas directement de la politique mise en œuvre.

5.3.2.1. Les coûts d’ajustement

La réduction du travail du sol, la plantation d’arbres, la production de biocarburant et tout autre effort de réduction des émissions carbonées sont susceptibles d’affecter les résultats économiques de l’exploitation agricole. L’acquisition de nouvelles machines et de nouvelles compétences pour adopter des techniques agricoles nouvelles se traduisent par une augmentation des coûts. Bien que transitoires par nature, les coûts d’ajustement sont d’autant plus élevés que l’exploitant doit s’éloigner de la gestion traditionnelle de son exploitation. Par exemple, les exploitants qui ne changent que le travail du sol mais gardent les mêmes productions agricoles auront un moindre coût d’ajustement que les exploitants qui modifient complètement leur système de production (du fait par exemple d’une culture nouvelle).

En second lieu, les effets économiques directs résultent aussi de l’accroissement et de la diminution de la consommation de biens liée aux pratiques qui favorisent la séquestration du carbone. La réduction du travail du sol, par exemple, demande moins d’emploi de machines, moins de carburant, et moins de temps de travail que le labour profond conventionnel. Enfin, les coûts de plantation, de fertilisation et d’autres opérations dépendent de nombreuses caractéristiques comme le type de culture, le milieu naturel et la gestion du travail du sol.

5.3.2.2. Les coûts d’opportunité

Les revenus de la ferme changent si l’exploitant qui stocke du carbone dans ses sols augmente ou diminue la vente de sa production et ses services, ou s’il vend de nouveaux produits ou de nouveaux services. En adoptant des pratiques de stockage du carbone impulsées par la puissance publique, les exploitants modifient leurs ventes de produits et de services par rapport à ce qu’ils auraient fait en l’absence de régulation. Le manque à gagner – le coût d’opportunité – est spécialement élevé dans le cas de l’afforestation, dans le cas de la plantation de cultures énergétiques ou dans le cas d’une conversion de sols cultivés en prairie, parce que les exploitants abandonnent alors totalement leur production initiale. Les pratiques favorisant le stockage comme la réduction du travail du sol ou la fertilisation sont complémentaires de la production initiale, et donc induisent un coût d’opportunité plus faible.

Les coûts d’opportunité apparaissent également du fait que la plupart des stratégies de stockage du carbone sont en concurrence avec d’autres stratégies. Les exploitants ne peuvent pas mettre en œuvre un travail du sol conservatoire sur un champ de blé et dans le même temps planter des essences forestières ou du peuplier. En choisissant une stratégie de stockage, ils se privent de l’opportunité d’en mettre une autre en œuvre. Pour apprécier correctement le coût d’opportunité du stockage de carbone dans les sols, un modèle économique devrait simultanément inclure toutes les grandes stratégies de stockage de carbone ainsi que les productions agricoles traditionnelles.

5.3.2.3. Rigidités

L’effet global des options de stockage du carbone est généralement une augmentation des coûts, et donc une perte de profit pour l’exploitant. Le fait que, dans certains cas, comme l’ont montré des chercheurs en agronomie et sciences du sol, émergent des options qui permettent dans le même temps de réduire les coûts de production suggère que d’autres paramètres doivent être pris en compte dans l’évaluation des coûts liés au stockage du carbone (sinon on peut supposer que ces pratiques seraient d’ores et déjà largement adoptées). Ainsi, les exploitants restent attachés à la gestion traditionnelle des

sols⁵. Un accroissement réel ou imaginé du risque, un attachement culturel ou individuel à un système de préférences lié à un mode de vie, un manque de confiance dans les résultats de la recherche couplé avec la tendance de certains scientifiques à surestimer les bénéfices liés aux nouvelles techniques, tout ceci peut en partie expliquer pourquoi les exploitants agricoles n'adoptent pas les options de stockage du carbone qui maximiseraient les bénéfices espérés. Par exemple, un champ sans résidus de culture reste après labour un signe de bonne compétence agricole aux yeux de la communauté agricole. Bien qu'il soit difficile de traduire cet attachement en terme monétaire, il est source de coûts additionnels à l'adoption de techniques de stockage du carbone dans les sol qui doivent être pris en compte.

5.3.2.4. Les changements sur les marchés

Si les exploitants adoptent des stratégies de stockage de carbone à grande échelle, la somme de tous les effets directs va entraîner d'importants effets indirects qui devront être inclus dans une analyse économique appropriée. Tout d'abord, et c'est le plus important, les marchés agricoles seront probablement affectés par ces effets. Les niveaux de production de l'agriculture traditionnelle vont vraisemblablement diminuer, faisant augmenter en retour les prix et les profits par unité de quantité produite. Si les prix des produits agricoles augmentent, les consommateurs de ces produits vont supporter ces coûts. L'effet net sur le bien-être des exploitants agricoles dépend alors de la compensation ou non de la diminution du nombre de produits vendus par l'augmentation du revenu à l'unité. Les redistributions du bien-être seront d'autant plus élevées que la production de l'agriculture traditionnelle décroîtra.

Les modifications sur les marchés agricoles peuvent aussi affecter les secteurs non agricoles de l'économie à travers les entrées et les sorties de produits hors du secteur agricole. Par exemple, la réduction de la fertilisation peut affecter la demande générale de fertilisants et donc le secteur de l'industrie des fertilisants. L'augmentation de la production de biocarburant peut entraîner la diminution de la demande en combustible conventionnel et affecter ainsi le secteur énergétique.

5.3.2.5. Les effets environnementaux associés

Les actions menées pour stocker du carbone dans les sols agricoles entraînent probablement d'autres effets externes agricoles. Des études initiales et le sens commun suggèrent que ces effets sur l'environnement sont davantage des bénéfices pour la société que des coûts supplémentaires. Par exemple, le travail du sol réduit diminue aussi l'érosion des sols parce que les résidus de culture, qui restent présents à la surface du sol, renforcent la protection du sol contre le vent et l'eau. La pollution des eaux de surface par les engrais est probablement plus faible dans le cas d'un travail du sol réduit du fait d'une érosion réduite et d'une meilleure capacité des sols à retenir les nutriments. L'absence de travail du sol permet de ne pas bouleverser certains équilibres entre les micro-organismes, la faune et la flore sont préservées. Le travail du sol réduit associé à des plantes de couverture permet de préserver certaines niches écologiques.

Des effets négatifs sur l'environnement existent aussi, tels que l'accroissement de l'emploi d'herbicide dans le cas du travail minimal du sol. Cependant, des évaluations complètes sur le long terme manquent encore.

5. Le travail réduit du sol ne permet pas seulement de stocker du carbone, cela peut aussi améliorer certaines caractéristiques du sol, telles que sa stabilité structurale (résistance à l'action dégradante des pluies) (cf. 2.1.3.).

Ces externalités agricoles non liées aux GES peuvent être associés à des impacts économiques significatifs. Des eaux moins polluées, par exemple, améliorent la santé des hommes comme celle des animaux, et peuvent ainsi alléger les coûts sanitaires. Attribuer une valeur monétaire aux pertes et bénéfices environnementaux reste cependant très difficile et fait apparaître des enjeux complexes pour de futures recherches dans les sciences de la société et du vivant.

5.3.2.6. Les coûts de transaction

Il est peu probable qu'il puisse exister un marché privé du carbone, parce qu'un marché de cette nature repose sur la définition des droits de propriété. Attribuer des droits de propriété sur l'air propre serait extrêmement coûteux. Néanmoins, des pseudo-marchés du carbone peuvent être établis à travers des régulations gouvernementales. La nature ponctuelle, mais coûteuse à observer, du stockage du carbone dans les sols conduit à adopter des politiques fondées sur les modes de gestion des exploitations plutôt que des politiques fondées sur l'observation directe. Les premières ne peuvent pas être fondées sur des objectifs précis en terme d'émission, elles ne peuvent donc permettre d'évaluer les coûts de réduction des émissions. N'importe quelle politique agricole de réduction des émissions va de plus engendrer des coûts élevés de mise en œuvre, d'application et de contrôle. Il n'y a pas d'estimation empirique des coûts de transaction du stockage du carbone dans les sols. Cependant, les premières politiques de stockage du carbone impliqueront le développement de technologies de suivi et de vérification à bas coûts telles que la télédétection. Ainsi, bien que les coûts de transaction risquent d'être élevés lors de la mise en place des premières politiques de réduction des émissions de carbone, le développement des technologies permettra à ces coûts de diminuer dans le futur.

5.3.2.7. Les impacts internationaux

Les émissions de carbone constituent une externalité globale. Le principal déterminant de l'importance de cette externalité est le cumul des émissions provenant de tous les pays. Ainsi, les coûts domestiques par unité de réduction d'émission peuvent augmenter si la séquestration de carbone réalisée dans certains pays provoque l'augmentation des émissions de carbone dans les autres pays (effet de "leakage"). Cet effet est d'autant plus probable avec les stratégies agricoles de réduction des émissions de carbone que celles-ci induisent une diminution de la production de produits agricoles traditionnels. Le stockage du carbone grâce à l'adoption de travaux du sol simplifiés n'appartient pas à cette catégorie car la production agricole est très peu modifiée par rapport aux itinéraires techniques conventionnels selon les résultats récents de la recherche⁶. Par contre, la conversion d'une culture traditionnelle en une plantation de culture énergétique ou en forêt supprime complètement les produits agricoles existants. L'une des conséquences de cette conversion est alors l'augmentation de l'importation de produits agricoles de pays qui n'ont pas eu recours aux politiques de stockage du carbone. En effet, l'augmentation du niveau de la production agricole accroît probablement les émissions de carbone. Pour établir spécifiquement une corrélation entre production et émission, des études complètes doivent être menées dans de nombreux pays.

6. Certains scientifiques ont montré qu'il y a des pertes de production agricole suite à l'absence de travail du sol ou suite au travail simplifié, du fait d'un envahissement par les mauvaises herbes et d'une difficulté à maîtriser la position des semences lors des semis. Par contre, l'amélioration de certaines propriétés physiques permet de réduire certains risques, par exemple la formation des croûtes de battance et les pertes à la levée qu'elles peuvent occasionner.

5.3.3. La variabilité des coûts

Les décideurs seront évidemment intéressés par les évaluations nationales ou globales des coûts de stockage du carbone dans les sols agricoles sur le long terme. Ces estimations sont cependant difficiles à établir car elles varient fortement selon les régions et sont de plus variables dans le temps.

5.3.3.1. La variabilité spatiale

Les différences de coût de réduction du carbone sont dues à des différences de climat, de type de sol et d'historique dans la gestion des terres. A certains endroits, de légères modifications dans la conduite des sols se traduisent par des taux de stockage du carbone élevés alors qu'à d'autres endroits même des efforts importants ne peuvent conduire qu'à de faibles taux. Les différences régionales ne doivent pas seulement jouer sur le coût de la conduite mais aussi sur le coût d'opportunité du stockage de carbone. Dans une région très productive, planter des arbres peut s'avérer très coûteux car les exploitants vont perdre un revenu important en diminuant la part de la superficie vouée à une agriculture traditionnelle. Dans les zones marginales en revanche, ces coûts d'opportunité seront bien plus faibles et par conséquent le stockage du carbone, via l'afforestation ou la plantation de cultures énergétiques, peut être beaucoup moins cher.

5.3.3.2. La variabilité temporelle

Les options de réduction des émissions de carbone dans les sols agricoles ont des niveaux de durabilité variables dans le temps. Alors que les biocarburants peuvent de façon permanente compenser les émissions de combustibles fossiles, l'absorption de carbone par les puits agricoles est limitée dans le temps. Les sols agricoles peuvent jouer un rôle de puits plus ou moins selon le taux initial de carbone, le type de sol, le climat et la conduite adoptée, dans les 20 à 50 ans à venir (Lal et al. 1998). La croissance des forêts peut stocker du carbone dans la biomasse aérienne (troncs, branches) pour quelques dizaines d'années. En réalité le carbone stocké dans les sols et les arbres atteindra généralement un niveau de saturation.

Le caractère non permanent et la saturation grèvent de coûts supplémentaires les stratégies d'utilisation des puits agricoles. Ces coûts viennent non seulement de la disparition de revenus à venir mais aussi de la vulnérabilité du carbone stocké face à des modalités de gestion des sols incertaines dans le futur. Si les propriétaires des sols sont rémunérés en fonction du carbone qu'ils stockent annuellement, ces paiements vont cesser lorsque le puits sera saturé. Sans ces paiements annuels, l'exploitant agricole abandonnera une gestion du sol attentive au taux de carbone au profit de pratiques agricoles intensives et émettrices de carbone. Le carbone qui s'était accumulé peut alors être ré-émis dans l'atmosphère.

5.3.4. Les méthodes d'estimation des coûts

Les économistes, généralement, utilisent quatre méthodes pour estimer les coûts de stockage du carbone dans les sols agricoles : a) l'approche comptable de l'exploitation agricole, b) l'économétrie, c) la programmation mathématique (MP), d) une analyse en terme d'équilibre général calculable. Chacune de ces approches est brièvement résumée ci-dessous.

5.3.4.1. L'approche analytique directe

C'est l'approche la plus simple, elle ne prend en compte que les coûts directs du stockage au niveau de l'exploitation (Francl et al. 1998). Un inconvénient majeur de cette approche est l'omission des effets de substitution entre produits et facteurs de production. Ces effets jouent probablement un rôle lorsque sont mis en oeuvre des programmes de stockage de carbone. Un autre inconvénient, très lié au premier, est la fixation de tous les prix des produits et intrants, excepté pour les modifications liées aux taxes et aux primes. On fait, par exemple, l'hypothèse qu'avec une taxe sur le carbone, les dépenses en intrants issus de l'usage de combustibles fossiles augmentent en proportion de la quantité de carbone implicitement contenue et du niveau de la taxe. Malgré ces faiblesses, cette approche est encore utilisée occasionnellement en raison de la simplicité du modèle.

5.3.4.2. Les modèles économétriques

Les modèles économétriques (Antle et al. 2001, Pautsch et al. 2001, Plantinga 1997, Stavins 1999, Parks et Hardie 1995) mobilisent l'inférence statistique pour "expliquer" les décisions de gestion des exploitants selon un jeu de paramètres exogènes. Par exemple, on peut expliquer l'adoption d'une gestion favorisant le stockage à travers des variables telles que les caractéristiques du sol (texture, profondeur, teneur initiale en carbone...), des paramètres du climat (précipitations, température, distribution des températures...), des caractéristiques de l'exploitant agricole (âge, éducation ...) et du profit associé à chacune des alternatives. Les coefficients ainsi estimés peuvent alors être utilisés pour évaluer le coût du stockage additionnel de carbone. Le principal avantage des modèles économétriques est la possibilité de calculer les écarts types des estimations, qui fournissent des indications précieuses sur l'incertitude des estimations économétriques⁷.

L'approche économétrique a cependant plusieurs inconvénients. En premier lieu, elle ne peut s'appliquer qu'aux stratégies qui sont déjà en place dans certaines exploitations et qui ont donné lieu à des observations. Il est alors difficile d'examiner des technologies nouvelles. Par ailleurs, les coefficients estimés par les modèles économétriques ne sont généralement valides que pour la série de données observées. Pour "prédire" le coût de l'adoption à une large échelle d'une gestion respectueuse pour l'environnement, les économètres doivent extrapoler (grandement) les données observées.

En outre, les effets macroéconomiques de rétroaction imputables à une taxe et/ou une prime conduisent à des modifications du prix des biens qui sont souvent ignorées. Enfin, les modèles économétriques sont sujets à des erreurs de spécification. L'omission de variables pertinentes qui sont difficiles ou impossibles à observer, ou corrélées avec d'autres variables, peut affecter significativement les estimations des coefficients. Parce que la sélection des variables dépend fortement de l'expertise des économètres et de la disponibilité des données, le modèle économétrique choisi est souvent celui qui correspond le mieux à ce que l'on en attend.

5.3.4.3. Programmation mathématique

Les modèles de programmation mathématique (Alig et al. 1998 ; De Cara et Jayet 2000 ; Garmhausen 2002 ; House 1987 ; McCarl et Schneider 2001 ; Schmid 2001) sont utilisés pour examiner différentes

7. L'incertitude mesurée reflète la variabilité statistique liée à la qualité de l'estimation et aux données, incertitude de nature différente de la véritable incertitude qui entoure les coûts de stockage additionnel de carbone.

options dans la conduite des exploitations agricoles, que ce soit au niveau de l'exploitation, de la région ou de la filière. L'avantage principal de ces modèles est leur capacité à intégrer non seulement les politiques fondées sur les options existantes, mais aussi les politiques fondées sur de nouvelles stratégies pour lesquelles il n'existe pas encore de séries statistiques de données. Les principales rétroactions macroéconomiques sont prises en compte dans les modèles sectoriels à prix endogènes (Alig et al. 1998 ; House 1987 ; McCarl et Schneider 2001). Les inconvénients de ces modèles économiques sont le manque d'appréciation de la variabilité autour des coûts estimés et l'omission des effets économiques des secteurs de l'économie non modélisés.

5.3.4.4. Analyse en équilibre général calculable

Les modèles d'équilibre général calculable (Reilly et al. 1999 ; Burniaux, Sands et al. 1998) s'intéressent à l'économie mondiale dans son ensemble et sont construits à partir du niveau mondial jusqu'au niveau des pays et des régions. De même, les biens et les services, qui sont initialement représentés par un bien composite, peuvent être désagrégés en des biens spécifiques. Le niveau de précision dépend souvent de manière critique du niveau de désagrégation mis en œuvre par le modèle aussi bien spatialement que relativement aux biens et services.

Le principal avantage de ces modèles est que potentiellement toutes les interactions économiques sont prises en compte. Cependant, la plupart des modèles courants manquent de données indispensables pour calibrer avec précision la désagrégation et ils ne peuvent donc fournir beaucoup de détails spécifiques sur les régions, les cultures ou les modalités de gestion. Cet inconvénient est spécialement important dans le domaine agricole parce qu'il y existe un degré d'hétérogénéité élevé. Etant donné que la puissance de calcul des ordinateurs augmente et que les données deviennent généralement de plus en plus disponibles, la précision de ces modèles d'équilibre général calculable devrait augmenter significativement dans le futur.

5.3.4.5. Couplage de modèles

Les méthodes et modèles décrits plus haut peuvent apparaître sans relation, pourtant il existe de nombreux et importants liens entre eux. Par exemple, les données établies pour une simple approche "comptable" peuvent être utiles pour un modèle économétrique ou pour un modèle de programmation mathématique. Les paramètres obtenus par l'inférence statistique, pour élaborer par exemple des courbes d'offre et de demande, sont souvent des "inputs" essentiels des modèles de programmation mathématique. De plus, les estimations économétriques des paramètres liés à la rigidité coûteuse des pratiques traditionnelles peuvent être intégrées aux modèles mathématiques. Des résultats de modèles économétriques ou de modèles de programmation mathématique peuvent aussi être couplés aux modèles d'équilibre général calculable.

Le couplage des modèles de nature différente peut reposer sur un processus itératif permettant de travailler à différentes échelles. Par exemple, on peut coupler plusieurs modèles assez détaillés au niveau de l'exploitation agricole, *i.e.* des modèles économétriques ou de programmation mathématique, avec un modèle plus général, *i.e.* un modèle d'équilibre général calculable. Un modèle régional de représentation et d'agrégation d'exploitations agricoles pourrait dans un premier temps alimenter un modèle d'équilibre général, puis ce dernier modèle pourrait à son tour fournir des valeurs pour les paramètres exogènes du premier modèle. Cette procédure pourrait être ainsi répétée jusqu'à l'équilibre.

5.3.5. Le coût de la réduction des émissions de carbone dans le secteur agricole américain

Les estimations empiriques des coûts seront fondées sur le modèle de Schneider (ASMGHG) de l'agriculture américaine.

Ce modèle de programmation mathématique décrit les choix des exploitants agricoles parmi un large éventail de conduites des cultures et d'élevage portant sur le travail du sol, la fertilisation, l'irrigation, la fumure, et les différentes options d'alimentation du bétail. Ce modèle décrit la production et la consommation de 22 cultures traditionnelles, 3 cultures produisant des biocarburants, 29 produits animaux et plus de 60 produits agricoles transformés, dans 63 régions des USA. Il intègre aussi les produits de 8 cultures de vente qui sont échangées avec 28 régions internationales. Les données mobilisées proviennent du ministère américain de l'agriculture (USDA). Elles sont utilisées comme données de base pour représenter les techniques actuelles de production provenant des cultures et de l'élevage. Plusieurs modèles de simulation économique (FASOM, GREET) et de croissance des cultures (EPIC) pour les secteurs de l'agriculture, de la forêt et de l'énergie ont été utilisés pour obtenir des données concernant les pratiques alternatives de conduite des exploitations (Alig et al., 1998 ; Wang, 1999 ; Williams et al., 1989). Ces données prennent en compte les variations de coût liées aux modifications de la technologie, les variations de rendement, les variations des coefficients d'émission, ainsi que les autres effets sur l'environnement.

Les émissions de GES, et leur réduction, sont constituées par les puits et les sources principales de gaz à effet de serre d'origine agricole pour lesquels des données sont disponibles ou pourraient l'être. Généralement, le modèle considère :

- 1 les émissions de carbone directes dues à l'utilisation de combustibles fossiles (diesel, essence, gaz naturel, fuel domestique, GPL) pour les travaux du sol et de récolte, ou pour l'énergie des pompes à eau pour l'irrigation, dues aussi à la minéralisation de la matière organique du sol par la mise en culture de forêt ou de prairie,
- 2 les émissions indirectes de carbone dues à la fabrication des fertilisants,
- 3 le stockage de carbone en augmentant le stock de matière organique du sol et de la biomasse (réduction du travail du sol, conversion de terres arables en prairie et plantation d'arbres),
- 4 l'évitement d'émissions de carbone par l'utilisation de biocarburant (éthanol, combustible provenant de productions ligneuses),
- 5 les émissions d'oxyde d'azote dues à l'usage des engrais et du fumier des animaux,
- 6 les émissions de méthane dues à la fermentation entérique, à la production de fumier, et à la culture de riz,
- 7 la réduction des émissions de méthane par une gestion améliorée des fumiers.

Les efforts de réduction des émissions de carbone sont le fruit d'une politique combinant des primes et des taxes dans des gammes de valeur importantes affectant les émissions de carbone d'origine agricole et leur réduction⁸. Les exploitants agricoles payent des taxes en fonction de leurs propres émissions de GES et ils reçoivent des primes s'ils stockent ou adoptent des techniques de réduction des émissions de carbone. Les émissions de CH₄ et N₂O sont comptabilisées selon la règle d'équivalence en CO₂ déterminée par le GIEC et basée sur le pouvoir radiatif global à horizon 100 ans.

8. La meilleure illustration de l'amplitude des prix imposés est celle de l'essence. Si l'émission nette de carbone est d'environ 0,6 kg de carbone par litre d'essence consommé, une taxe de 100\$ par tonne de carbone donnerait une taxe sur l'essence de 0,06\$ par litre.

La figure 5.3.1 montre l'équilibre concurrentiel entre les principales stratégies de réduction du carbone pour des prix du carbone variant de 0 à 500 \$/tonne. L'impact du prix sur la réduction des émissions pour toutes les stratégies agricoles de toutes les régions des USA est regroupé en trois courbes nationales d'abattement des coûts (figure 5-2.). Les trois stratégies principales considérées sont : i) le stockage de carbone dans le sol via les productions agricoles traditionnelles (ASC), ii) le stockage de carbone via l'afforestation (AF), et iii) la compensation de la combustion fossile par la production de biocarburant (BF). Ces trois options de réduction des coûts sont en concurrence les unes avec les autres, en considérant que la surface consacrée à ASC, AF et BF ne pourra pas excéder la surface de toutes les terres arables de la région.

Pour chaque niveau de "prix" proposé, deux conditions doivent être remplies pour qu'une option de réduction des émissions soit adoptée. La première indique que le coût net (évalué en \$/TEC – tonne équivalent carbone, compte tenu des règles d'équivalence précédemment évoquées) de l'option mise en œuvre doit être plus faible que le prix proposé du carbone. Dans la seconde, le coût net de cette option doit être aussi plus faible que le coût de n'importe quelle autre option concurrente⁹. La forme des courbes d'abattement implique que l'option ASC est une option à coût plus faible que les options AF et BF pour des prix de carbone inférieurs à 50 \$/TEC. Pour des prix de carbone plus élevés, des quantités significatives de terres agricoles seraient allouées à AF et BF. Ces deux options présentent des potentiels de réduction des émissions de carbone plus élevés, mais coûtent plus cher à mettre en œuvre. L'accroissement de BF et AF réduit les surfaces utilisées pour ASC. Ainsi, les courbes d'abattement d'ASC montrent une diminution des réductions d'émission lorsque les prix du carbone sont élevés.

Pour illustrer le concept de potentiel de réduction concurrentielle, deux mesures habituellement associées sont comparées dans la figure 5-3. dans le cas de la stratégie ASC. Le potentiel technique de la séquestration du carbone dans le sol donne la quantité maximale de carbone que l'on peut stocker sans s'occuper de son coût¹⁰. Le potentiel économique de cette option prend en compte les coûts, dans une situation dans laquelle ASC est la seule option disponible pour les exploitants. Deux conclusions peuvent être tirées. Le potentiel économique ne s'ajuste pas sur le potentiel technique, même si le prix du carbone est fixé à un prix de 500 \$/TEC. Et le potentiel de l'option ASC en situation de concurrence avec les autres options est significativement plus faible que le potentiel économique pour des prix du carbone supérieurs à 50 \$/TEC. En effet, au dessus de ce prix, davantage de terres arables

9. Imaginons un système gouvernemental de prime/taxe fixant le prix du carbone à 20 \$/TEC ; les coûts nets et la réduction des émissions de carbone associée sont disons de 10 \$/TEC et 0,8 TEC pour ASC, 15 \$/TEC et 1,2 TEC pour AF et 40 \$/TEC et 2 TEC pour BF. Dans ce cas, la production de BF serait trop chère pour être mise en œuvre et bénéficier des 20 \$/TEC. Les profits des deux autres stratégies pour réduire les émissions de carbone seraient égaux à $(20 \text{ \$/TEC} - 10 \text{ \$/TEC}) \times 0.8 \text{ TEC} = \mathbf{8 \text{ \$ pour ASC}}$ et $(20 \text{ \$/TEC} - 15 \text{ \$/TEC}) \times 1,2 \text{ TEC} = \mathbf{6 \text{ \$ pour AF}}$. Ainsi, même si AF est davantage profitable pour un prix fixé à 20 \$/TEC, cette stratégie ne serait pas adoptée et son profit serait plus faible que le profit associé à ASC. Cependant, si le prix du carbone est de 50 \$/TEC, les profits pour ASC, AF et BF seraient respectivement égaux à 32 \$, 42 \$, et 40 \$, faisant de AF la meilleure stratégie. En utilisant une relation algébrique simple, on peut aisément montrer sur cet exemple que la stratégie optimale serait ASC pour des prix de carbone entre 10 et 25 \$/TEC, AF pour des prix entre 25 et 77,5 \$/TEC et BF pour des prix supérieurs à 77,5 \$/TEC

10. Le potentiel technique de la séquestration du carbone en agriculture est généralement défini comme la différence entre la teneur actuelle de carbone et la teneur en carbone de l'écosystème natif, c'est-à-dire avant la culture (pré-humain). Cependant le taux de carbone natif n'est pas nécessairement le taux de carbone le plus élevé possible. Par exemple, si le coût n'est pas un problème, les exploitants agricoles pourraient planter des arbres et enfouir le bois récolté profondément dans le sol, où la décomposition aérobie est limitée. Cette technique imiterait la formation de combustibles fossiles naturels et le stockage n'aurait guère de limite.

sont converties depuis l'agriculture traditionnelle vers les plantations de forêt ou de cultures énergétiques.

Les impacts économiques du marché du carbone sur celui de l'agriculture aux USA sont synthétisés dans la figure 5-4. Premièrement, les efforts de réduction des émissions sont compétitifs avec la production de nourriture et de fibre. Les prix élevés du carbone conduisent à de l'afforestation et à la plantation de cultures énergétiques en grande quantité en contrepartie d'une réduction de la surface des terres arables traditionnelles. En conséquence, la production des cultures traditionnelles décroît alors que les prix augmentent. Deuxièmement, les coûts des pratiques de réduction des émissions ne sont pas partagés équitablement entre les différentes filières de l'économie. Les producteurs agricoles seraient gagnants parce que l'augmentation des revenus due à l'augmentation des prix agricoles compenserait les coûts opérationnels élevés de réduction des émissions. D'un autre côté, le niveau de bien-être des consommateurs américains devrait décroître significativement. De faibles pertes du bien-être global devraient aussi apparaître dans les pays étrangers.

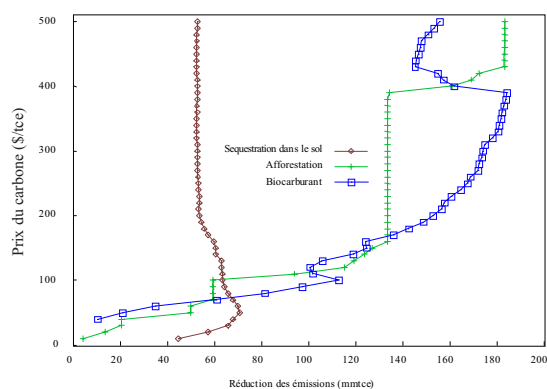


Figure 5-2. Équilibre concurrentiel entre les principales options de réduction des émissions de carbone aux États-Unis pour les filières agricoles et forestières.

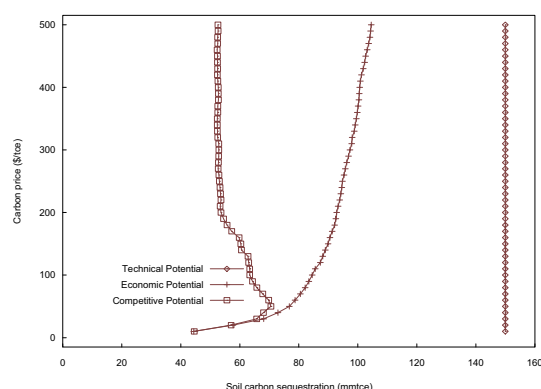


Figure 5-3. Courbe d'offre de stockage de carbone dans les sols agricoles aux États-Unis. Sont incluses les variations de cultures traditionnelles et les prairies, ainsi que les variations de carbone dans les sols imputables à la transformation des cultures et prairies en forêt ou production de biocarburants.

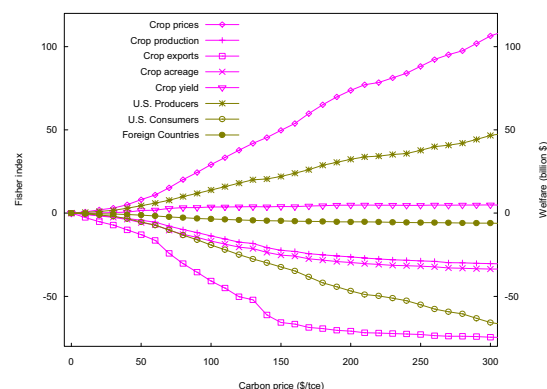


Figure 5-4. Impacts des efforts de réduction du carbone émis par le secteur agricole des USA sur les marchés agricoles. Les impacts sur le bien-être sont indiqués en milliards \$ (axe vertical droit). Les impacts sur les cultures de vente sont mesurés en terme d'écart type sur l'indice de Fisher autour de la "baseline" (axe vertical gauche).

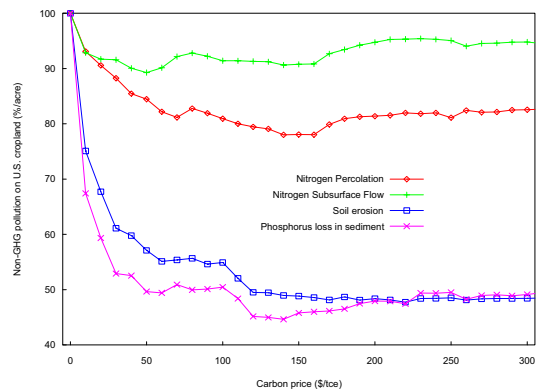


Figure 5-5. Impacts environnementaux des efforts de réduction du carbone émis par le secteur agricole des USA.

La figure 5-5. montre les impacts de la réduction du carbone sur une série de paramètres liés à l'environnement. Lorsque les prix du carbone augmentent, la pollution des eaux par l'azote, l'érosion, et la pollution par le phosphore décroissent. Cependant, les co-bénéfices environnementaux des cultures traditionnelles, lorsque les prix du carbone augmentent, sont rapidement limités. Les bénéfices pour la société dus à ces modifications de niveau des paramètres environnementaux restent à évaluer en terme monétaire.

Si les crédits de carbone dus aux puits de carbone sont sous-estimés, l'afforestation et le stockage de carbone dans le sol deviennent moins avantageux et l'équilibre va se traduire par l'adoption d'options durables de réduction d'émissions. Pour estimer empiriquement ces impacts économiques, deux séries de scénarios ont été simulés avec le modèle du secteur agricole. La première série de scénarios repose sur des crédits égaux quel que soit le mode de réduction du carbone émis. La seconde série de scénarios ne prend pas en compte 50% des crédits dus au stockage de carbone dans le sol et 25% des crédits dus au stockage de carbone dans la biomasse aérienne. Ces ajustements sont représentatifs des facteurs d'actualisation proposés par McCarl et al. (2001).

En prenant en compte ces modalités, la gestion des sols agricoles et la foresterie sont moins avantageuses que la production de biocarburant (figure 5-6.). En particulier, le stockage de carbone dans les sols agricoles avec ce système diminue au maximum de 10% alors que la réduction d'émissions par l'afforestation diminue d'environ un tiers (33%). Le fort déclin de l'afforestation apparaît parce que la production de biocarburant est une stratégie voisine en terme de compétitivité. De petites modifications de prix peuvent faire pencher la balance entre l'afforestation et la production de biocarburants. Le stockage de carbone dans les sols, d'un autre côté, reste la stratégie la meilleure même après avoir réduit ses "crédits carbone" de 50%.

La production agricole est hétérogène, il en est donc de même des coûts de réduction des émissions de carbone. En conséquence, l'éventail des stratégies optimales varie selon les régions comme cela est illustré pour une sélection de régions dans la figure 5-7. Les stratégies basées sur le sol ont un bon rapport coût/efficacité dans la région du Corn Belt, alors que les biocarburants sont dominants dans les régions des Grands Lacs et l'afforestation dans les Etats du delta du Mississippi.

L'évaluation et la régulation directes des émissions de l'agriculture sont probablement irréalisables sans des avancées en télédétection. Une politique de contrôle traditionnel est une alternative possible. Mais avec ce type de politique, des inefficacités vont apparaître, augmentant le coût total des stratégies de réduction des émissions de carbone. Ceci est illustré dans la figure 5-8. pour les deux politiques retenues de stockage de carbone dans les sols agricoles. La première politique est fondée sur les véritables émissions. La seconde politique est basée sur la gestion du travail du sol et sur des incitations économiques plus ou moins importantes selon les itinéraires techniques¹¹. Pour ces deux politiques, les coûts de mise en œuvre, de vérification et d'application sont ignorés parce que les données concernant ces coûts ne sont pas disponibles. Le coût de l'inefficacité des mesures politiques à chaque niveau de réduction des émissions est égal à la distance verticale entre les deux courbes d'abattement. Par exemple, avec une politique fondée sur l'observation des travaux du sol (voir la section 5.3.2.6.) d'un coût de deux millions de dollars, la réduction des émissions n'atteint que 85% de la réduction des émissions réalisée par une politique directement fondée sur les émissions.

11. Pour maintenir à un faible niveau les pertes d'efficacité, les mesures incitatives pour l'utilisation d'un travail du sol sont calculées proportionnellement à sa potentialité de stockage de carbone.

Le "leakage" est un problème à prendre en compte quand les politiques de réduction des émissions ne sont mises en œuvre que dans certaines parties du monde. La figure 5-9. l'illustre en proposant trois scénarios de mise en œuvre d'une politique mondiale pour le carbone agricole. Le premier scénario suppose que seuls les USA mettent en œuvre une telle politique. Dans un second scénario, la politique est supposée mise en œuvre par tous les pays de l'Annexe I du protocole de Kyoto, les USA inclus. Enfin, dans le troisième scénario, la mise en œuvre est mondiale. Les courbes de coût d'abattement pour chacun de ces scénarios représentent les réductions totales d'émission en équivalent carbone pour l'agriculture américaine.

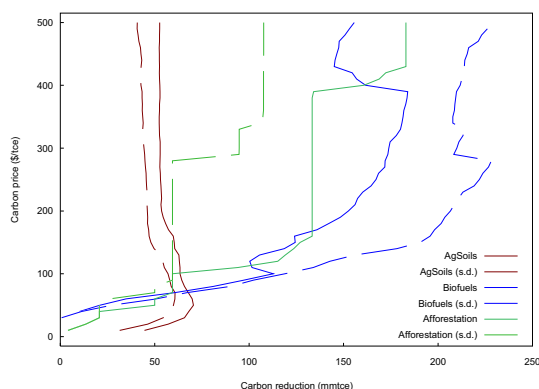


Figure 5-6. Impacts des différentes stratégies de réduction des émissions de carbone fondées sur la valorisation des puits (le prix est réduit de 50% pour le carbone des sols agricoles, de 25% pour le carbone stocké dans les plantations forestières, et de 0% pour le carbone économisé par les biocarburants).

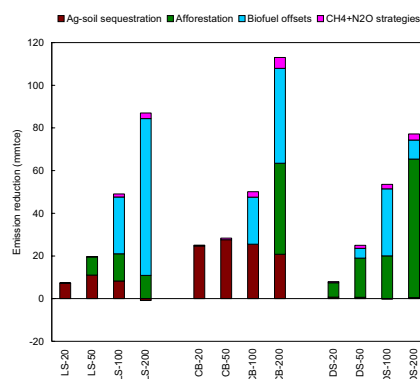


Figure 5-7. Différentes stratégies optimales régionales de réduction des émissions de carbone traduisant l'hétérogénéité des coûts (LS : Lake States ; CB : Cornbelt ; DS : Delta States).

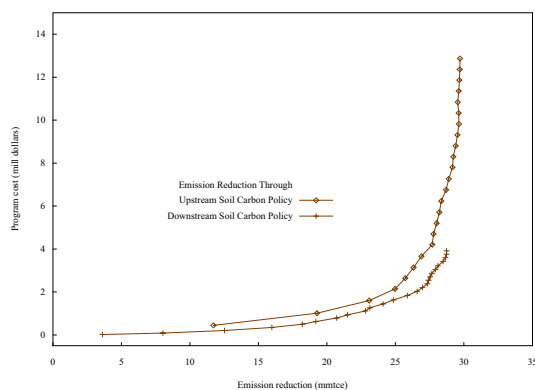


Figure 5-8. Coût des programmes de réduction des émissions de carbone (les politiques "upstream" sont fondées sur le travail du sol, les politiques "downstream" sont directement fondées sur les émissions de carbone ; les coûts de mise en œuvre et de contrôle ne sont pas inclus).

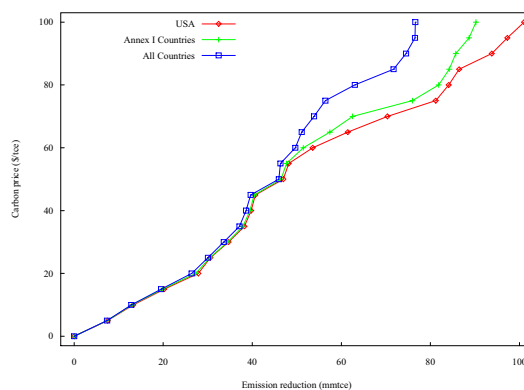


Figure 5-9. Réduction des émissions du secteur agricole des USA en fonction des hypothèses portant sur la mise en œuvre internationale des politiques de réduction. ("USA" = mise en œuvre seulement aux USA, "Annex I Countries" = mise en œuvre dans tous les pays de l'Annexe I du protocole de Kyoto, "All Countries" = mise en œuvre dans tous les pays)

Pour de faibles prix de carbone, les différences entre les scénarios sont négligeables. Cependant, pour des prix plus élevés, les courbes de coûts d'abattement divergent. Alors qu'une politique unilatérale des USA semble se traduire par des coûts peu élevés, une politique mondiale semble se traduire par une augmentation des coûts. Ces différences doivent être interprétées avec soin. Rappelons que les

courbes d'abattement de la figure 5-9. concernent les réductions d'émissions de carbone de la seule agriculture américaine, à l'exclusion des changements dans les émissions des pays étrangers. Puisque la production agricole des pays qui n'ont pas mis en œuvre cette politique de réduction des émissions augmente, les émissions de carbone de ces pays vont probablement augmenter, à la différence des pays qui ont mis en œuvre cette politique. Si on suppose une politique mondiale, il n'y aura pratiquement pas de leakage. La déviation des courbes de coût d'abattement des trois différents scénarios peut donc être interprétée comme un indicateur grossier du leakage. De même, la différence verticale entre les courbes des trois scénarios est un indicateur grossier du coût social du leakage. La description détaillée des hypothèses et des résultats du modèle pour ces trois scénarios est donnée dans Lee et al. (2001).

5.3.6. Quelques éléments pour la France et l'Europe

Quelques travaux existent pour la France et l'Europe, et nous ferons référence à ceux qui se rapprochent de la méthodologie utilisée pour les Etats-Unis. A partir de modèles technico-économiques d'offre agricole, fondés sur la programmation mathématique, des évaluations de coûts marginaux de réduction du carbone à effet de serre d'origine agricole sont effectuées lorsque ces réductions concernent le protoxyde d'azote émis par les cultures, le méthane émis par les ruminants, et le stockage du carbone dans les sols agricoles. Le même type d'évaluation est proposé lorsque des productions ligneuses sont autorisées sur les terres mises en jachère fixe dans le cadre de la PAC (De Cara et Jayet, 2000, 2001).

Les figures 5-10. et 5-11. donnent une idée des coûts marginaux de réduction des émissions d'origine agricole en France, l'évaluation étant faite sur un modèle calibré sur des données individuelles du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA) de 1990 et actualisé pour la PAC de 1995. Le modèle comporte 82 groupes types d'exploitation agricole représentant plus de 400 000 exploitations.

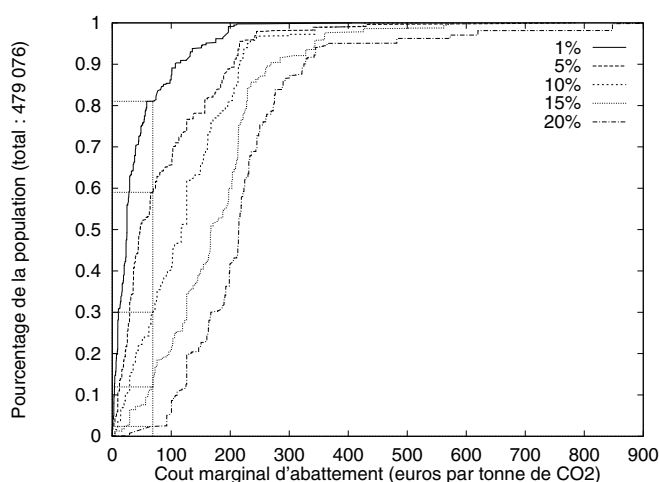


Figure 5-10. Distribution des coûts marginaux français de réduction des émissions pour cinq taux de réduction individuelle et en l'absence de droit de production ligneuse sur la jachère. (Source : de Cara, Jayet (2000). *European Review of Agricultural Economics* 27(3), Oxford University Press).

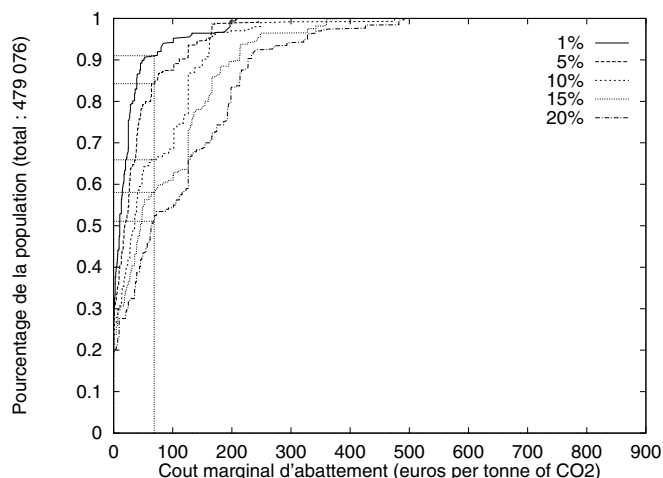


Figure 5-11. Distribution des coûts marginaux français de réduction des émissions pour cinq taux de réduction individuelle et avec le droit de production ligneuse sur la jachère. (Source : de Cara, Jayet (2000). *European Review of Agricultural Economics* 27(3), Oxford University Press).

Les deux scénarios se différencient par l'autorisation ou non de planter des arbres sur la jachère fixe, et l'on observe l'impact considérable d'une telle autorisation sur les évaluations. Une analyse plus détaillée des résultats montre que les coûts de réduction sont discriminants en terme de coût de l'effort de réduction selon que les productions principales de l'exploitation sont tournées plutôt vers les productions végétales ou vers les productions animales. Il est clair que l'autorisation de "boiser" les terres en jachère bénéficieraient aux agriculteurs plutôt qu'aux éleveurs, en leur offrant des droits d'émission à faible coût.

Un même type de modèle élaboré pour l'Union Européenne à 12 Etats membres est fondé sur 472 groupes types calibrés sur les données de 1995 du RICA européen et représentant 2,5 millions d'exploitations agricoles. Les hypothèses techniques concernant le boisement des jachères sont moins précises que ce qui a été retenu pour le modèle français précédent. Néanmoins l'impact du boisement est toujours significatif et se traduit par une baisse considérable des coûts marginaux de réduction des émissions de GES (voir les figures 5-12. et 5-13.).

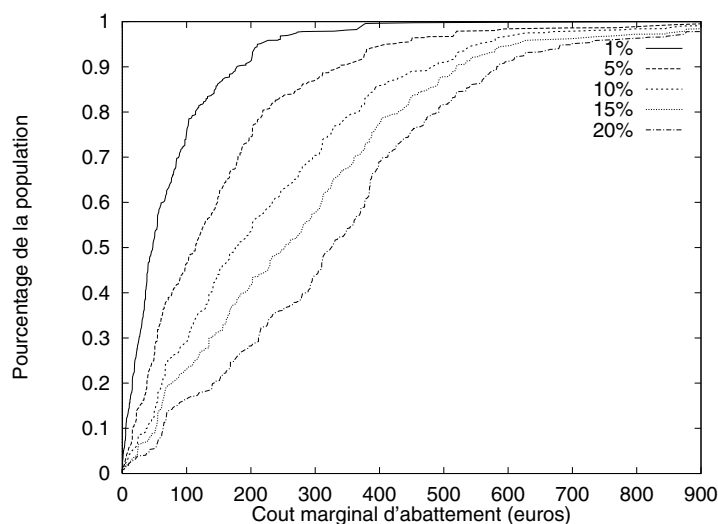


Figure 5-12. Distribution des coûts marginaux européens de réduction des émissions pour cinq taux de réduction individuelle et en l'absence de droit de production ligneuse sur la jachère.

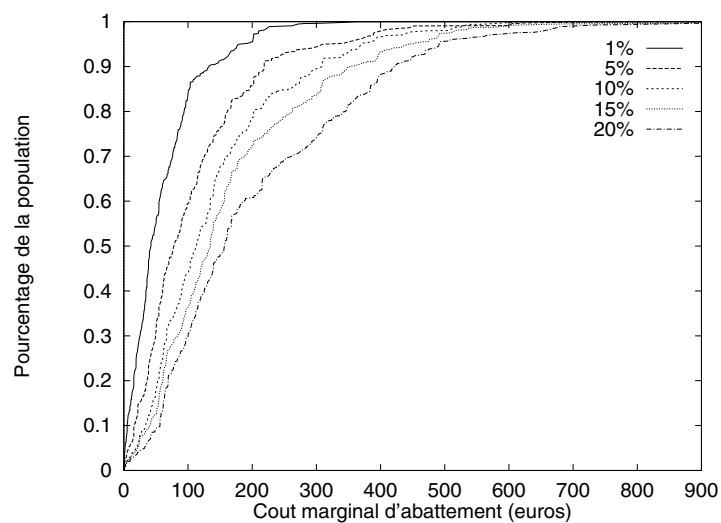


Figure 5-13. Distribution des coûts marginaux européens de réduction des émissions pour cinq taux de réduction individuelle et avec le droit de production ligneuse sur la jachère.

5.4. Mise en œuvre de mesures incitatives

(K. Schubert)

Nous donnons ici quelques éléments sur les incitations économiques susceptibles de conduire les agriculteurs à adopter des changements d'usage du sol ou des pratiques culturales permettant d'accroître le stockage de carbone dans le sol.

Cet accroissement de carbone du sol peut être obtenu de diverses façons. La première, et aussi la plus étudiée dans la littérature, est la conversion de terres agricoles en forêts, que nous n'étudions pas spécifiquement ici. Nous avons vu que des changements dans les pratiques agricoles peuvent également concourir à cet accroissement, principalement (*cf.* § 4.2) à travers la modification des rotations pratiquées, la mise en place de cultures intercalaires ou intermédiaires, ou la suppression du labour et son remplacement par le semis direct ou le travail simplifié du sol. Les pratiques permettant d'accroître le stockage sont donc très diverses. En outre, l'ampleur du stockage additionnel de carbone permis par la conversion de la terre agricole en forêt ou par l'adoption de pratiques culturales conservatoires dépend grandement des caractéristiques géographiques de l'exploitation agricole (localisation, nature du sol, climat, précédentes cultures...) et du type de production qu'elle pratique. Les usages du sol ou les nouvelles pratiques n'auront ni le même intérêt ni la même efficacité pour le stockage du carbone dans différentes régions. Nous sommes donc en présence de pratiques diverses aux conséquences en terme de stockage diverses, ce qui complique grandement la tâche d'une politique économique destinée à inciter à la séquestration de gaz carbonique. En outre, après le changement d'usage du sol ou l'adoption de pratiques conservatoires, le niveau de carbone dans le sol évolue, et le nouvel état d'équilibre n'est atteint qu'après une très longue période de temps (au moins 20 ans). Changer d'usage du sol ou de pratique culturale aura donc non seulement des effets très variables en fonction de la localisation géographique, mais encore des effets variables au cours du temps. Ceci ne facilite évidemment pas la mesure des conséquences de tels changements.

5.4.1. Les coûts d'opportunité

Il faut soigneusement distinguer le potentiel technique de stockage du carbone et le potentiel économique. Ils peuvent être très différents, et il est fort possible que le potentiel technique soit élevé sur des terres ayant un potentiel économique faible, et vice-versa. Le potentiel économique est fonction du *coût d'opportunité* du stockage. Supposons pour simplifier qu'il existe trois options à la disposition des agriculteurs : (1) poursuivre leur pratique antérieure, (2) adopter une pratique conservatoire, (3) convertir leur terre agricole en forêt. Les agriculteurs rationnels vont comparer le profit intertemporel qu'ils retirent de chacune des trois options, ce profit intertemporel étant défini comme la somme actualisée des différences entre les bénéfices et les coûts privés anticipés, et adopter l'option qui leur procure le profit intertemporel le plus élevé¹². Notons π_i le profit intertemporel associé à l'option (i). Le coût d'opportunité du passage de l'option (1) à l'option (2) est mesuré par l'écart $\pi_1 - \pi_2$, et le coût d'opportunité du passage de l'option (1) à l'option (3) par $\pi_1 - \pi_3$.

12. Les résultats seront évidemment très sensibles au choix d'un taux d'actualisation.

Les coûts d'opportunités vont être très dépendants des caractéristiques géographiques des exploitations considérées. S'il s'agit d'un sol situé dans une région difficile d'accès et reculée (régions de montagne par exemple), le coût d'opportunité de passage de l'option (1) à l'option (3) peut être faible. Dans les régions agricoles riches au contraire, où il existe une grande concurrence entre les usages du sol, ou bien dans les régions où l'espace manque, ce coût d'opportunité sera extrêmement élevé, et l'option conversion en forêt inenvisageable. Il faudra alors étudier le coût d'opportunité du passage de l'option (1) à l'option (2). En ce qui concerne ce dernier, les pratiques conservatoires réduisent en général les coûts de production, par rapport aux méthodes traditionnelles : elles nécessitent une utilisation plus faible d'énergie, de main d'œuvre mais aussi de machines, qui fait plus que compenser l'augmentation de l'utilisation d'herbicides, quasiment inéluctable quand le travail du sol est réduit. En outre, les pratiques conservatoires permettent de lutter contre l'érosion due au vent et à l'eau, ce qui fait diminuer les coûts de long terme. Cependant, elles peuvent conduire à une diminution des rendements et, finalement, une perte de production et un profit plus faible.

Dans la réalité, nous avons vu que la palette des options à la disposition des agriculteurs est bien plus large que les seules trois options envisagées ci-dessus, et chacun d'entre eux se trouve donc face à un ensemble de coûts d'opportunité. Ces coûts sont positifs, ce qui signifie que l'agriculteur va voir son profit intertemporel diminuer s'il adopte une nouvelle pratique permettant de stocker le carbone dans le sol. Dans le cas contraire en effet, la pratique aurait déjà été adoptée.

5.4.2. Le calcul théorique de la rémunération de l'agriculteur en information parfaite

Supposons alors que l'on rémunère l'agriculteur pour le service qu'il va rendre à la société. Ce service est un service en terme de stockage additionnel de carbone dans le sol, et il faut donc que l'agriculteur soit rémunéré sur la base du nombre de tonnes de carbone additionnelles stockées. Il est alors clair que celui-ci va adopter la pratique nouvelle qui lui assure le profit intertemporel le plus élevé possible, c'est-à-dire celle dont le coût d'opportunité par tonne de carbone additionnelle stockée¹³ est pour lui le plus faible, pourvu que ce coût soit inférieur à la rémunération par tonne de carbone qu'il reçoit. Pour chaque niveau de rémunération, connaissant les coûts d'opportunité des agriculteurs de la région considérée, il est ainsi théoriquement possible de calculer la quantité additionnelle de carbone sol que les agriculteurs de la région désireront stocker, et ainsi de déterminer la *courbe d'offre de carbone sol* de la région. La question qui se pose alors naturellement est celle du "bon" niveau de la rémunération offerte aux agriculteurs. Comment le déterminer ? Théoriquement, il doit refléter le *bénéfice social* retiré du stockage d'une tonne de carbone supplémentaire dans le sol.

Avant de discuter plus avant des caractéristiques de la rémunération offerte aux agriculteurs, il faut réfléchir au choix de la situation de référence (*baseline*). La bonne méthode sur le plan théorique consiste, nous l'avons vu, à ne compter que le stockage de carbone *additionnel*, par rapport à la référence constituée par le stock stocké avant la mise en place de la politique. Dans ce cas, la rémunération n'est donnée aux agriculteurs que dans la mesure où ils convertissent leurs terres en forêts ou sont de nouveaux adoptants des pratiques conservatoires. Une autre possibilité consisterait à

13. Le coût d'opportunité par tonne de carbone additionnelle stockée est défini comme le rapport du coût d'opportunité par hectare du changement d'usage du sol ou de pratique agricole et de la quantité additionnelle de carbone que ce changement permet de stocker par hectare.

donner une rémunération pour la *totalité* du carbone stocké dans le sol. Dans ce cas, les nouveaux adoptants mais aussi les agriculteurs passés plus anciennement aux pratiques conservatoires recevraient une rémunération. C'est-à-dire que les fonds publics ne serviraient pas seulement à rémunérer ceux qui répondent à l'incitation en changeant de pratique, mais aussi tous ceux qui ont adopté cette pratique spontanément car elle augmentait leur profit hors subvention.

Clairement, la première approche est plus appropriée d'un point de vue économique. Mais elle nécessite de pouvoir contrôler que le stockage induit par un projet donné est bien un stockage additionnel, et le résultat d'une activité qui n'aurait pas été entreprise en l'absence de la rémunération. Le cas d'une rémunération de l'agriculteur pour la *conversion* de terres agricoles en forêts ne pose pas de difficulté. En effet, dans les pays comme la France, les conversions spontanées de ce type sont probablement assez faibles, et on peut donc bien attribuer (presque toutes) les conversions qui vont apparaître à la politique économique. Il y aura juste un faible effet d'aubaine pour ceux qui auraient de toutes façons effectué une conversion de leur terre. Le problème est plus complexe si l'on envisage de rémunérer les activités de *conservation* de la forêt. Dans ce cas, les propriétaires de forêts recevraient une rémunération pour conserver leur sol en forêt. Comment alors établir la *baseline* ? Comment trier entre les propriétaires qui, de toutes façons, auraient conservé leur sol sous forme de forêt (nombreux) et ceux qui ne l'auraient pas fait spontanément et le font sous l'influence de la politique économique ? Le même type de questions se pose pour l'adoption de nouvelles pratiques culturales. En outre, cette approche comporte un risque clair : ne va-t-elle pas inciter les agriculteurs ayant anciennement adopté les pratiques conservatoires à revenir aux pratiques traditionnelles, provoquant ainsi des émissions de carbone, puis à retourner aux pratiques conservatoires, pour devenir de nouveaux adoptants et ainsi bénéficier de la rémunération ?

5.4.3. Les instruments de politique économique

Nous avons vu que la rémunération offerte aux agriculteurs pour les inciter au stockage du carbone dans le sol doit refléter le *bénéfice marginal social* du stockage. Il faut donc choisir un instrument de politique économique permettant de rémunérer l'agriculteur pour un service qu'il rend à la société, le stockage de carbone, de sorte que le bénéfice marginal associé à ce service soit égal au coût marginal de l'adoption par l'agriculteur de la technique qui va permettre de rendre ce service, c'est-à-dire au coût d'opportunité que nous avons défini plus haut.

Supposons que le bénéfice marginal social soit uniquement un bénéfice en terme de lutte contre l'effet de serre¹⁴. Il est alors mesuré par le prix de la tonne de carbone, tel qu'il s'est établi dans les autres secteurs de l'économie. Le "bon" niveau de la rémunération qu'il faut offrir aux agriculteurs est alors ce prix, par tonne de carbone (additionnelle) stockée.

5.4.3.1. Les subventions

La première possibilité consiste en la mise en place d'une subvention. Théoriquement, nous l'avons vu, la subvention doit porter sur la tonne de carbone additionnelle stockée dans le sol. Mais une telle

14. Nous faisons cette restriction car le bénéfice social peut être plus large : le changement de pratique culturale ou la conversion des terres agricoles en forêt peut entraîner d'autres avantages environnementaux, en termes de fourniture d'aménités par exemple, ou de lutte contre l'érosion, ou de pollution additionnelle par les herbicides (avantage négatif !) qu'il serait trop complexe de prendre en compte.

subvention suppose réunies deux conditions fortes : (1) une information parfaite du régulateur sur les capacités de stockage additionnel de carbone de chaque exploitation agricole et (2) la possibilité de s'assurer que les agriculteurs rendent effectivement à la société le service pour lequel ils sont rémunérés. Ces conditions sont difficiles et coûteuses à remplir dans la pratique (cf. § 5.3.2.6.). En outre, une subvention calculée sur la base de la tonne de carbone additionnelle stockée peut être difficile à appliquer, et ce d'autant plus que l'hétérogénéité entre les exploitations et le potentiel d'adoption des agriculteurs est grande, car elle peut être ressentie comme compliquée et sujette à manipulation, dès lors que la mesure du carbone additionnel stocké est un travail d'experts, nécessitant probablement l'utilisation de modèles, et donc pas directement vérifiable par les agriculteurs.

Une telle subvention n'est donc pas aisée à mettre en place, et il semble irréaliste de préconiser un tel instrument, au moins dans l'état actuel des possibilités de mesure et de contrôle. C'est pourquoi l'on étudie généralement une autre forme de subvention, à laquelle le régulateur et les agriculteurs sont davantage habitués (cf. les primes à l'hectare de la PAC) : la subvention unique par hectare (Antle et Mooney, 2000 ; Pautsch *et al.*, 2001). Dans ce cas, on offre à chaque agriculteur le même montant de subvention par hectare pour passer à une pratique spécifiée (conversion de terres agricoles en forêts ou pratiques conservatoires). L'agriculteur reçoit la subvention indépendamment du carbone additionnel qu'il stocke, dès lors qu'il est passé à la pratique spécifiée. Le passage est volontaire. En bref, on paie l'agriculteur pour qu'il adopte une pratique donnée, mais pas par unité de bénéfice environnemental en matière de stockage que cette pratique va engendrer. Cette solution ne tient pas compte de la grande variabilité spatiale qu'il peut exister dans les bénéfices et les coûts engendrés par la nouvelle pratique, et peut donc s'avérer très inefficace, à la fois sur le plan économique et sur le plan du stockage du carbone. Mais elle a l'avantage d'être simple, facile à mettre en place, et de ne pas nécessiter la détermination exacte des capacités de stockage additionnel de chaque exploitation, ce qui la rend beaucoup moins coûteuse à mettre en place. Notons que cette solution nécessite tout de même que soient engagés des coûts de vérification des comportements des agriculteurs (vérification du passage effectif à la pratique qu'ils s'engagent à adopter). Notons également qu'elle a l'inconvénient de ne pas favoriser l'appropriation par les agriculteurs de l'enjeu du phénomène visé (développer les puits de carbone à l'échelle du territoire agricole).

Il est également possible d'envisager des subventions à caractère collectif, inspirées, par exemple, des instruments fiscaux proposés pour internaliser les pollutions diffuses. Dans le cas de ces pollutions se pose clairement un problème d'aléa moral. En effet, elles résultent de l'action d'un grand nombre d'agents, ce qui rend impossible le contrôle des émissions individuelles à un coût raisonnable. Il est donc très difficile d'essayer de les corriger par les instruments traditionnels. Segerson a proposé en 1988 un système de pénalités collectives permettant de contourner ce problème. Ces pénalités sont assises sur l'écart entre un niveau de pollution globale mesuré sur un site donné et une norme de pollution maximale fixée par l'autorité régulatrice. Ces pénalités sont appelées *taxes ambiantes* (ce sont évidemment des subventions, et non plus des taxes si la pollution mesurée sur le site est inférieure à la norme). Le problème de la vérification de la conformité des sources de pollution individuelles est supprimé puisque la taxe dépend du niveau global de pollution sur le site et non des émissions individuelles. En outre, la taxe est calculée de sorte que chacun des pollueurs doive payer la totalité du dommage dû au dépassement de la norme, et pas seulement le dommage qui lui est imputable (non mesurable par définition). Les agents sont ainsi dissuadés d'adopter un comportement de passager clandestin, c'est-à-dire de ne faire aucun effort pour diminuer sa pollution en supposant que les autres feront cet effort. Ce ne serait pas le cas si on attribuait à chaque agent une fraction du dommage (par équirépartition par exemple). Ce système, a priori séduisant, appelle cependant quelques remarques.

Tout d’abord, il ne peut fonctionner que si tous les agents pensent que leurs comportements ont des conséquences sur le niveau global des émissions. Ensuite, il n’est pas fiscalement neutre, ce qui, précisément, le rend incitatif mais peut nuire grandement à son acceptabilité : les revenus de la taxe excèdent la valeur des dommages.

Quelle pourrait être la traduction de ce type de régulation au niveau d’un mécanisme destiné à inciter au stockage du carbone ? Il s’agirait de définir un site, par exemple une petite région agricole, de fixer une situation de référence concernant ce site, puis de calculer la subvention versée à chaque agriculteur comme étant égale à l’écart entre le stockage réalisé sur la totalité du site et la *baseline*, c’est-à-dire au stockage additionnel, en tonnes de carbone, sur la totalité du site. Ce serait certes extrêmement incitatif, très facile à accepter pour les agents concernés, mais aussi extrêmement coûteux en matière de finances publiques. A moins que ne soient associées aux subventions des pénalités pour les régions qui n’augmentent pas le stockage de carbone par rapport à la *baseline*, ce qui resterait très incitatif mais un peu moins coûteux. Le défaut de cette approche provient du fait que la mesure du stockage additionnel en un point du site considéré n’a pas beaucoup de sens.

Xepapadeas (1991) propose un mécanisme identique à celui de Segerson mais peut-être plus acceptable, qui consisterait à faire payer à un agent pris au hasard le dommage supplémentaire. On peut appliquer ce mécanisme au stockage de carbone ; il serait beaucoup moins coûteux pour les finances publiques, mais peut-être peu acceptable, les agents pouvant exiger une redistribution de la subvention par celui qui l’a reçue, ce qui annulerait son pouvoir de dissuasion au comportement de passer clandestin.

5.4.3.2. L’insertion dans le marché de droits à polluer

La deuxième possibilité consiste à utiliser un mécanisme de marché, c’est-à-dire à insérer le dispositif incitatif au stockage dans le marché de crédits d’émissions négociables. Les agriculteurs recevraient de l’Etat des *crédits de carbone*, qu’ils pourraient revendre sur le marché organisé hors du secteur agricole. Au prix de marché du carbone, les agriculteurs pourraient choisir de vendre leurs crédits et passer aux pratiques conservatoires, ou de les conserver et garder les pratiques usuelles. Pour qu’un tel dispositif ait un sens, il faut, bien sûr, qu’il existe un marché qui fonctionne bien en dehors du secteur agricole. Le problème associé à cette solution tient de nouveau dans la difficulté de mesurer et de vérifier la quantité de carbone stockée, qui crée une incertitude sur le montant de carbone effectivement acheté et vendu (Antle *et al.*, 2001).

5.4.4. Quelques problèmes potentiels

Quel que soit l’instrument incitatif finalement retenu, il convient de prendre garde à trois problèmes potentiels.

- ***Les fuites de carbone (leakage)***

Ceci fait référence à une situation dans laquelle une activité de stockage de carbone (plantation d’arbres, ou changement de pratique culturale) suscite involontairement, directement ou indirectement, l’apparition d’une autre activité qui contrecarre pour tout ou partie les effets bénéfiques de la première activité. Les problèmes de ce type proviennent généralement d’un traitement différencié du carbone dans différentes régions et différentes circonstances, et le problème n’est bien sûr pas limité aux

activités de stockage. Si l'éligibilité à la subvention ou au crédit de carbone se fait par projet ou par parcelle sur une exploitation, il existe un très grand risque de fuites. Elle doit plutôt se faire par exploitation.

- **La durée des contrats**

Nous avons vu qu'à la suite d'un changement de pratique culturale, la durée de la transition vers un nouvel équilibre de carbone sol est très longue (au moins 20 ans). Toute politique incitant au stockage additionnel doit donc être une politique durable, et les agriculteurs doivent l'anticiper comme telle. L'octroi de subventions doit être subordonné d'une façon ou d'une autre à la permanence du changement de pratique et, de même, les crédits de carbone doivent spécifier la durée du stockage additionnel. Cet élément de durée rend les choix des agriculteurs partiellement irréversibles, et il faudrait prendre en compte cette irréversibilité. A cet égard, les politiques d'incitation au stockage du carbone devraient intégrer le caractère dynamique des processus physiques et des comportements des agents (voir par exemple Hongli, Zhao and Kling, 2002).

- **La cohérence du système d'incitations**

Il faut se garder de réfléchir aux instruments de politique économique susceptibles d'inciter à l'adoption de pratiques culturales favorisant le stockage du carbone dans le sol de façon isolée. L'ensemble des instruments de la politique agricole doit être considéré, l'idée étant évidemment de mettre en place un *système d'incitations cohérent*, en fonction des différents objectifs que la société se fixe par rapport à l'agriculture. Sinon, le danger est grand de mettre en place, afin d'atteindre divers objectifs disjoints, des mesures contradictoires.

Si l'on veut mettre en place une subvention qui se rapproche le plus possible de la subvention par tonne de carbone stockée, un bon moyen serait peut-être de le faire dans le cadre des *Contrats Territoriaux d'Exploitation*, à condition qu'ils se généralisent suffisamment. D'une part, le CTE concerne l'ensemble de l'exploitation, ce qui permet d'éviter le biais du "leakage". En outre, il repose – en théorie du moins – sur un projet de l'exploitant : on peut "raisonnablement" penser que cela inscrit les changements qui vont s'opérer dans une certaine durée (indispensable pour les phénomènes sur lesquels on travaille). Dans le même ordre d'idées, il s'appuie sur un diagnostic qui permet d'assurer la pertinence des mesures retenues et leur cohérence avec le projet de l'exploitant, ce qui évite le sentiment de superposition de mesures standard. Enfin, si les CTE sont négociés exploitation par exploitation, en prenant en compte les caractéristiques précises de chacune, ils permettent de faire une discrimination importante et de se rapprocher de l'instrument théorique. S'ils sont négociés à une échelle plus large, ce qui diminue évidemment les coûts administratifs, la discrimination sera moins fine et on se rapprochera probablement davantage *in fine* d'une subvention par hectare.

5.5. Eléments de conclusion économique

(P.A. Jayet, L. Guichard)

Le stockage du carbone dans les sols agricoles est un sujet dont la nouveauté tient aux impacts attendus sur le changement climatique, via la réduction des émissions nettes de GES d'origine agricole. En tant qu'objet de recherche, il est encore l'objet d'incertitudes. Le potentiel technique qu'il recèle est donc plus incertain encore, surtout si l'on intègre la dimension temporelle du stockage. L'éligibilité du stockage du carbone dans les sols agricoles n'est pas encore acquise du point de vue des accords internationaux en cours de négociation. En supposant qu'elle le soit, le potentiel économique sera difficile à évaluer compte tenu des difficultés inhérentes à la régulation économique d'une externalité positive diffuse dans l'espace et dans le temps. Les conclusions que l'on peut tirer à ce stade de l'analyse reflètent tous ces éléments d'incertitude.

5.5.1. Mise en œuvre de la régulation

Supposons que le caractère "positif" de l'externalité soit prouvé. En d'autres termes, les sols agricoles permettraient d'accroître leur stock de carbone au-delà de ce qui se passerait dans les exploitations agricoles gérées sans tenir compte d'une régulation économique orientée sur le changement climatique.

Inciter à l'adoption de bonnes pratiques permettant un stockage additionnel de carbone peut être obtenu par la contrainte, par exemple en pénalisant ceux qui n'adopteraient pas ces bonnes pratiques. Cela peut aussi être obtenu en récompensant ceux qui les adoptent, par exemple par des primes fonction de la quantité de carbone stocké. Dans ce cas, se pose la question du financement de ces primes. Emerge alors la question de l'acceptabilité sociale des mesures de politique environnementale, et la difficulté de traduire en pratique ce qui paraît "naturel" aux économistes de l'environnement.

Subventionner la dépollution dans le cas d'externalité négative peut paradoxalement poser peu de problème budgétaire si le principe d'une taxe sur la pollution est auparavant acquise. Quand il s'agit d'externalité positive, les primes supposent des contreparties financières, en d'autres termes cela signifie le prélèvement d'impôts ou de taxes supplémentaires permettant d'équilibrer le budget. Le bénéfice environnemental est diffus dans le temps et parmi les agents bénéficiaires ; il est difficile à traduire en termes monétaires pour les agents. On arrive alors au paradoxe suivant. Dans le cas d'une externalité négative et d'une taxe à la pollution, on risque de mettre en avant la fragilisation des situations de ceux qui vont devoir la supporter. Dans le cas d'une prime récompensant une activité "puits" de pollution, on risque de mettre en avant l'augmentation des prélèvements obligatoires consécutifs à son financement.

La mise en œuvre du principe pollueur-payeur (dont on rappelle qu'il garantit l'efficacité économique, sans d'ailleurs que ce principe soit le seul qui le garantisse) est difficile à faire valoir, souffrant du tabou de l'impôt, tabou augmenté du fait que les bénéfices collectifs d'une politique à finalité environnementale sont difficiles et lents à percevoir à l'échelle individuelle. Le fait de primer le carbone stocké dans les sols, en qualité d'externalité positive, ne serait donc pas forcément plus simple à mettre en œuvre que les politiques de rémunération d'aménités, dans la mesure où ces primes, outre les incidences budgétaires rappelées ci-dessus, peuvent se traduire par des impacts sur les marchés des produits agricoles et des produits en amont et en aval, au-delà du seul secteur agricole.

Pour ne regarder que les impacts concernant les exploitants agricoles, et compte tenu de la disparité des situations individuelles, le fait de primer certaines activités liées au type d'occupation du sol ne peut que renforcer ces disparités. Primer le carbone en général, c'est en quelque sorte accorder des crédits d'émission aux agriculteurs plutôt qu'aux éleveurs, puisqu'il leur est en général plus profitable de boiser une partie de leur terre (voir la section 5.3.6). Les producteurs en grande culture disposant déjà d'aides directes importantes, leur octroyer une valorisation supplémentaire de leurs surfaces ne sera pas sans poser de problème de mise en œuvre, quand bien même celle-ci serait justifiée du point de vue de l'efficacité économique et de l'impact sur le bien public qu'est le climat. Primer **le carbone du sol** pourrait sembler moins discriminant, si l'on écarte les producteurs "hors sol", dans la mesure où les prairies sont en théorie avantagées. Mais en réalité, c'est le changement d'occupation du sol qui compte (traduisant un effet "**additionnel**"), de sorte que les agriculteurs sont de nouveau plus avantagés que les éleveurs.

Ces disparités suggèrent que le contrat soit un cadre approprié à la régulation. Cela permettrait d'individualiser l'effort et la récompense de l'effort de façon socialement plus efficace que des instruments uniformes. Le cadre préexistant des CTE pourrait être utilisé. Mais l'autorité publique doit alors faire face à des problèmes d'aléa moral (l'effort individuel est difficile à observer par le régulateur) ou de sélection adverse (la caractéristique individuelle est inconnue du régulateur). La mise en œuvre du contrat repose alors sur la mise à disposition d'informations statistiques sur la population "cible" et sur la vérification et le contrôle des engagements individuels. Supposons qu'il soit possible de recouper à faible coût des informations obtenues par observation satellite sur l'occupation des sols avec des informations sur la gestion effective des terres par tel ou tel exploitant agricole. Dans ce cas, un contrat prévoyant l'octroi d'une prime en échange d'un mode d'occupation des sols favorable au stockage du carbone paraît raisonnablement "implémentable". Néanmoins, la spécification des contrats sera sans doute difficile à établir, en particulier du fait du caractère temporel de l'engagement que requiert le stockage du carbone dans les sols. Du point de vue de l'agent, on peut exprimer des doutes sur le versement de primes si celles-ci devaient être échelonnées sur la durée d'un engagement de long terme. Du point de vue du régulateur, on peut exprimer des doutes sur l'engagement d'un exploitant à respecter un type bien défini de travail et d'occupation du sol sur longue période.

Quoiqu'il en soit, les termes du contrat doivent être bien spécifiés. On ne pourrait se satisfaire par exemple de généralités telles que "le respect de bonnes pratiques agricoles". Le contrôle effectif des engagements pris pourrait se faire à l'image de ce qui exécuté dans le cadre de la PAC, avec des visites et des contrôles réguliers. Mais on devra alors s'assurer que le coût de ces contrôles ne dépasse pas l'évaluation ex ante de l'avantage collectif retiré du stockage de carbone dans les sols susceptibles d'être contrôlés.

5.5.2. Les enjeux agronomiques de la contractualisation

Il n'est pas établi à ce stade qu'une politique contractuelle ajustée aux situations individuelles soit, en terme de coût et de bénéfice sociaux, économiquement préférable à une politique "uniforme". Mais comme on l'a rappelé ci-dessus, la nécessité de rapprocher les enjeux environnementaux des agents économiques et la disparité des situations individuelles conduisent à privilégier le contrat.

A l'échelle de l'exploitation, on peut craindre un effet très limité des mesures proposées si la contractualisation ne porte que sur certaines parcelles. Cela peut entraîner des modifications de

pratiques ou d'allocation de cultures sur d'autres parcelles (hors contrat) qui annuleraient l'effet de la mesure. Au minimum, si la contractualisation ne se fait pas sur l'ensemble du parcellaire de l'exploitation, elle devrait être accompagnée d'un calcul de type "bilan de carbone" sur l'exploitation (à l'image du bilan proposé par le Corpen sur l'azote), qui garantisse une évolution positive de l'indicateur. Ceci implique qu'un indicateur de ce type soit construit. Toujours dans le même esprit d'une évaluation des impacts agronomiques, les subventions à caractère collectif proposées posent – entre autres – la question de la mesure des niveaux de pollution dont la différence sert de base au calcul des subventions, à l'échelle du territoire. On retrouve ainsi la question centrale de "l'additionnalité". En matière de carbone dans les sols, comment mesure-t-on simplement un niveau de stockage additionnel sur un territoire sans passer par un diagnostic de ce territoire ? Le carbone n'est pas un élément que l'on récupère et que l'on analyse à l'exutoire d'un bassin.

On peut aussi imaginer que des contrats de type CTE, souscrits individuellement, répondent à une démarche collective avec des mesures types (dont certaines peuvent être obligatoires) adaptées aux enjeux du territoire. L'intérêt par rapport à une démarche individuelle, outre une meilleure adaptation aux enjeux, est l'économie d'échelle dans l'élaboration du contrat type et la simplification de la procédure. Cette démarche a aussi l'intérêt de favoriser une approche collective du problème. Mais l'inconvénient est que l'efficacité de la démarche repose sur l'adhésion massive des agriculteurs du territoire en question, adhésion qui ne figure pas dans le cahier des charges du CTE s'inscrivant dans une démarche collective. Or, pour des sujets qui touchent à l'environnement, cette approche territoriale est indispensable.

Une autre voie pourrait être proposée, dans le cadre d'un réel CTE collectif, où le contrat serait passé avec le porteur du projet collectif et où des objectifs pourraient être assignés au territoire sur le volet environnemental. Dans le cas du carbone, un CTE collectif pourrait porter sur l'organisation d'une gestion collective du carbone sur un territoire, avec la mise en œuvre de "pratiques stockantes" à cette échelle. Le porteur de projet s'appuierait sur un diagnostic agronomique de la situation initiale, élaborerait des simulations de différents scénarios de changement de pratiques et leur impact en matière de stockage additionnel de carbone. Dans cette optique, la préparation du contrat entre le porteur de projet et l'autorité de régulation serait simplifiée, avec les avantages d'une forme de décentralisation. Mais la difficulté pourrait être déplacée vers le respect des engagements individuels vis-à-vis du porteur du projet. En ce sens, ce type de CTE pourrait être précurseur d'une véritable gestion de l'environnement sur un territoire.

Néanmoins, quelle qu'en soit l'échelle, la mesure de l'additionnalité est incontournable. Elle est compliquée par la probable alternance de différents travaux du sol (labour et semis direct) qui devront être contractuellement anticipés. Enfin, se pose le problème du contrôle, année après année, de l'occupation des sols, afin que le régulateur puisse s'assurer du mode de conduite des terres sur la durée. En effet, il ne suffit pas de connaître à un instant donné l'occupation du sol, mais de connaître les "précédents", qui sont déterminants dans le calcul du stockage additionnel de carbone.

5.5.3. Les enjeux économiques

Une évaluation correctement argumentée des enjeux supposerait que soit réalisés des travaux poussés de modélisation intégrant toute l'information développée dans ce rapport (voir la section 5.5.4 qui évoque la nécessité de la modélisation intégrée). Nous essayons simplement de fixer ici quelques

ordres de grandeur qui donnent des indications sur les avantages et les limites d'une "politique du carbone" appliquée au secteur agricole.

Les analyses présentées dans tous les chapitres précédents donnent des exemples de la complexité des phénomènes et de leurs interactions. Considérons le changement d'occupation des sols avec le passage d'une culture à une prairie sur une parcelle. L'impact en matière de GES ne se limite pas à la variation de stockage de carbone à long terme sur la parcelle qui change ainsi d'affectation. Il conviendrait d'intégrer les variations d'émission de N_2O du fait de la variation des consommations d'intrants azotés. Il conviendrait aussi d'intégrer les variations d'émission de CH_4 imputables aux effets des modifications de l'alimentation du troupeau et du troupeau lui-même. Enfin, toute incitation à modifier l'occupation des sols devrait être resituée dans le cadre de la PAC, qui est déjà riche en signaux économiques adressés aux producteurs, et qui façonne dans une large mesure la conduite de l'exploitation agricole. Une "politique du carbone" devrait donc en ce sens être partie intégrante de la PAC.

Avant d'enrichir la PAC de nouveaux volets environnementaux, il convient de mesurer les enjeux réels en terme d'impacts sur les émissions, sur le stockage du carbone, et en terme d'effet sur le revenu des agriculteurs, ces derniers étant en dernier ressort ceux qui arbitreront entre les options proposées par le régulateur en fonction de leurs propres intérêts économiques. Ainsi, offrir 80 € par tonne additionnelle de carbone stocké, en supposant qu'un changement d'usage agricole permettrait au mieux de stocker 300 kg/an, représente une prime de 24 €/ha/an, à comparer aux 400 €/ha/an des aides directes aux surfaces proposées pour les principales activités agricoles. Le bilan apparaîtrait sans doute plus favorable si, plutôt que d'offrir une "prime au carbone", on offrait une prime fonction de l'occupation du sol. Cela paraîtrait opportun, par exemple, dans le cas du passage de la culture à la prairie, en faisant l'hypothèse que les émissions de N_2O diminueraient, et en rappelant qu'un abattement d'une tonne d'azote est équivalent à 130 tonnes de carbone stocké. Comme nous l'avons rappelé ci-dessus, cet impact serait sans doute atténué par le changement probable d'alimentation du troupeau (l'alimentation des herbivores en foin, qui se substituerait partiellement à des aliments concentrés, rendrait le troupeau a priori plus "méthanogène"). Mais dans le cas favorable où ce dernier impact serait faible, et en faisant l'hypothèse que cela puisse concerner 10 millions d'hectares sur 20 ans, un changement d'occupation des sols agricoles qui serait déterminé par le stockage du carbone offrirait au mieux 60 Mt de carbone stocké. Ce potentiel serait doublé du fait des moindres émissions de N_2O si le passage des cultures vers les prairies était réalisé sur 1,5 millions d'hectares pendant la durée de 20 ans. Le total d'équivalent carbone ainsi stocké, évalué à 6 Mt par an, représente près de 500 M€/an dont il faudrait créditer les producteurs.

L'une des questions que pourrait se poser l'autorité publique est relative au caractère véritablement incitatif d'une politique, qui, au prix de quelques dizaines ou centaines d'euros par exploitation et par an, aura pour but de modifier l'utilisation que les agriculteurs feront de leurs sols. Ces aides, dont le montant et la distribution seront directement fonction des surfaces, sont clairement ciblées sur les producteurs qui bénéficient déjà des aides directes les plus importantes. Dans le même temps, elles ne représentent que 1 à 2% des aides directes dont bénéficie le secteur agricole, et elles sont la contrepartie d'une externalité positive au bénéfice de la collectivité. Mais leur financement doit être garanti sur le budget public, et, du point de vue de la cohérence d'une politique environnementale, ce budget devrait être abondé par le produit de taxes "effet de serre" affectant les activités émettrices nettes de GES. Dans le secteur agricole, ce serait reprendre d'une main ce qui a été donné de l'autre, les sols en culture étant taxés en tant qu'émetteurs de N_2O , et les élevages taxés en tant qu'émetteurs de CH_4 .

Enfin, au bout de 20 ans, l'impact "carbone" dû au changement d'occupation des sols s'estompe. Comment gère-t-on à plus long terme l'occupation des sols, et quels signaux convient-il d'envoyer aux exploitants afin que soit préservé l'avantage "carbone" acquis auparavant ?

Sur d'autres plans, il semble que les choses soient plus simples. Ainsi, la gestion des fumiers et lisiers ne devrait pas interférer avec une politique d'incitation au stockage du carbone. En effet, ces produits qui sont de toutes façons destinés au retour à la terre ne procurent aucun stockage additionnel, dans la mesure où le carbone qu'ils permettent de stocker ne dépend pas du type d'occupation du sol¹⁵. Par contre, en matière d'utilisation de compost d'origine non agricole, ou en matière de recyclage des boues urbaines, l'évaluation technique du carbone additionnel semble complexe. Mais il semble que, de toutes façons, le potentiel réel soit très limité (voir la section 4.1.1.).

5.5.4. L'intérêt de la modélisation intégrée

Considérons l'évaluation des dommages liés au changement climatique, en l'occurrence le dommage collectif imputable à l'émission dans l'atmosphère d'une tonne de carbone supplémentaire, comme totalement exogène à l'évaluation des coûts. Admettons que cette évaluation soit communément acceptée. L'évaluation économique de la séquestration du carbone repose alors sur la connaissance des coûts de stockage du carbone associés aux différentes modalités de gestion des parcelles et des exploitations agricoles dans leur ensemble. Elle est donc fondée sur une bonne appréciation du potentiel agronomique du stockage associé à toutes ces modalités. D'un autre côté, compte tenu du grand nombre d'options techniquement admissibles, de la variété des situations individuelles et régionales, et des impacts agronomiques des options envisageables pour la régulation économique, l'évaluation du potentiel agronomique est difficile à dissocier de l'évaluation économique. Il est donc nécessaire de développer des analyses intégrées, fondées sur le couplage de modèles économiques et agronomiques, sur la disponibilité de données cohérentes à différentes échelles spatiales, et sur des scénarios élaborés avec soin. Comme dans beaucoup de domaines, on peut difficilement passer d'un potentiel technique à un potentiel économique par l'utilisation successive de modèles propres aux différentes disciplines scientifiques. Ceci est d'autant plus vrai que les éléments techniques sont encore controversés ou difficiles à établir et valider, comme on peut le constater à la lecture des parties 3 et 4. La nouveauté du sujet pouvait laisser penser que l'état de l'art en matière d'évaluation économique du stockage de carbone dans les sols agricoles serait encore assez modeste. Les premiers éléments dont nous disposons, comme en témoigne la section 3 de cette partie, militent pour un renforcement important des travaux de modélisation intégrée.

15. Le paramètre "K1" du fumier dans les modèles agronomiques ne dépendrait pas du type d'occupation de la parcelle sur laquelle on l'épand.

Références bibliographiques

- Adams, R. M., D. M. Adams, et al. (1993). "Sequestering carbon on agricultural land : social cost and impacts on timber markets." *Contemporary Policy Issues* 11(1): 76-87.
- Alig, R. J., D. M. Adams, et al. (1998). "Impacts of incorporating land exchanges between forestry and agriculture in sector models." *Journal of Agricultural and Applied Economics* 30(2): 389-401.
- Antle, J. M., S. M. Capalbo, et al. (2001). "Economic analysis of agricultural soil carbon sequestration : an integrated assessment approach." *Journal of Agricultural and Resource Economics* 26(2): 344-367.
- Antle, J. M. et S. Mooney (2001). *Designing efficient policies for agricultural soil carbon sequestration.*, Montana State university.
- Antle, J. M., B. A. McCarl, et al. (2002). *The economics of carbon sequestration in agricultural soils.* International yearbook of environmental and resource economics 2001/2002. T. Tietenberg and H. Folmer, Edward Elgar.
- Arrow, K. J., M. L. Cropper, et al. (1996). "Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health and safety regulation ?" *Science* 272: 221-223.
- Beaumais, O. et M. Chiroleu-Assouline (2002). *Economie de l'environnement.*, Bréal.
- Burniaux, J. M. (1998). *A multi-gas assessment of the Kyoto protocol.*, OECD Economics Department.
- Callaway, J. M. et B. A. McCarl (1996). "The economic consequences of substituting carbon payments for crop subsidies in U.S. agriculture." *Environmental and Resource Economics* 7(1): 15-43.
- Coase, R. H. (1960). "The problem of social cost." *Journal of Law and Economics* 3(1-44).
- De Cara, S. et P. A. Jayet (1999). "Régulation des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole : un essai d'évaluation économique." *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85(6): 211-223.
- De Cara, S. et P. A. Jayet (2000). "Emissions of greenhouse gases from agriculture : the heterogeneity of abatement costs in France." *European Review of Agricultural Economics* 27(3): 281-303.
- De Cara, S. et P. A. Jayet (2000). "Régulation de l'effet de serre d'origine agricole : puits de carbone et instruments de second rang." *Economie et Prévision* 3 (n°sp. : *Economie de l'environnement et des ressources naturelles*)(143-144): 37-46.
- De Cara, S. et P. A. Jayet (2001). *Agriculture and climate change in the EU : greenhouse gas emissions and abatement costs.* AAEE-CAES Annual Meeting, Chicago, USA.
- Feng, H., J. Zhao, et al. (2002). "The time path and implementation of carbon sequestration." *American Journal of Agricultural Economics* 84(1): 134-149.
- Francel, T., R. Nadler, et al. (1998). *The Kyoto Protocol and U.S. agriculture*, Heartland Policy Study n°87.
- Garmhausen, A. (2002). *Betriebswirtschaftliche Beurteilung Standortangepasster Bodennutzungsstrategien im Nordostdeutschen Tiefland.* Kiel, Wissenschaftsverlag Vauk.
- GIEC (2000). *Land use, land-use change and forestry. (LULUCF).* Cambridge University Press, U.K., OMM.
- House, R. M. (1987). *USMP regional agricultural model.*, USDA, Economic Research Service.
- Lal, R., J. Kimble, et al. (1998). *The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect.* Chelsea, MI, USA, Ann Harbor Press.
- Lee, H. C., C. C. Chen, et al. (2001). *Effects of agricultural greenhouse gas emission mitigation policies : the role of international trade.* Ames, Iowa, USA, Iowa State University.
- McCarl, B. A. et U. A. Schneider (2000). "Agriculture's role in a greenhouse gas emission mitigation world : an economic perspective." *Review of Agricultural Economics* 22: 134-159.
- McCarl, B. A., B. C. Murray, et al. (2001). *Influences of permanence on the comparative value of biological sequestration versus emissions offsets.* Ames, Iowa, USA, Iowa State University.
- McCarl, B. A. et U. A. Schneider (2001). "The cost of greenhouse gas mitigation in U.S. agriculture and forestry." *Science*(21/12): 2481-2482.

- McCracken, C. N., J. A. Edmonds, et al. (1999). The economics of the Kyoto Protocol. The costs of the Kyoto Protocol : a multi-model evaluation. J. Weyant.
- Newell, R. G. et R. N. Stavins (2000). "Climate change and forest sinks : factors affecting the costs of carbon sequestration." *Journal of Environmental Economics and Management* 40: 211-235.
- Parks, P. J. et I. W. Hardie (1995). "Least cost carbon reserves : cost-effective subsidies to convert marginal agricultural land to forest." *Land Economics* 71(1): 122-136.
- Parry, I. W. H. et R. C. Williams (1999). "A second-best evaluation of eight policy instruments to reduce carbon emissions." *Resource and Energy Economics* 21: 347-373.
- Pautsch, G. R., L. A. Kurkalova, et al. (2001). "The efficiency of sequestering carbon in agricultural soils." *Contemporary Economic Policy* 19(2): 123-134.
- Pigou, A. C. (1920). *The economics of welfare*. Londres, Macmillan.
- Plantinga, A. J. et R. A. Birdsey (1993). "Carbon fluxes resulting from US private timberland management." *Climate Change* 23(1): 37-53.
- Plantinga, A. J. (1997). "The costs of carbon sequestration in forests : a positive analysis." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 27: S269-S277.
- Plantinga, A. J., T. Mauldin, et al. (1999). "An econometric analysis of the costs of sequestering carbon in forests." *American Journal of Agricultural Economics* 81: 812-824.
- Reilly, J., R. Prinn, et al. (1999). "Multigas assessment of the Kyoto Protocol." *Nature* 401: 549-555.
- Sands, R. D., J. A. Edmonds, et al. (1998). *The cost of mitigating United States carbon emissions in the post-2000 period. Economic modelling of climate change*, Paris, France, OCDE.
- Schmid, E. (2001). *Efficient policy design to control effluents from agriculture*. Department of Economics, Politics and Law. Vienne, Autriche, University of Agricultural Sciences.
- Schneider, U. A. (2000). *Agricultural sector analysis on greenhouse gas emission mitigation in the US*. Department of Agricultural Economics. Texas, USA, Texas A & M University, College Station.
- Schubert, K. et P. Zagamé (1998). *L'environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique*. Paris, Vuibert.
- Sedjo, R. A. (2001). *Forest carbon sequestration : some issues for forest investments*.
- Segerson, K. (1988). "Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control." *Journal of Environmental Economics and Management* 15: 87-98.
- Stavins, R. N. (1999). "The costs of carbon sequestration : a revealed-preference approach." *American Economic Review* 89(4): 994-1009.
- Wang, M. Q. (1999). *GREET 1.5 : transportation fuel cycle model.*, Argonne National Laboratory.
- Weitzman, M. (1974). "Prices versus quantities." *Review of Economic Studies* 41(4): 477-491.
- Williams, J. R., C. A. Jones, et al. (1989). "The EPIC crop growth model." *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32: 497-511.
- Xepapadeas, A. P. (1991). "Environmental policy under imperfect information incentives and moral hazard." *Journal of Environmental Economics and Management* 20: 113-126.

Conclusion générale

Auteurs : Dominique Arrouays, Pierre Stengel, Jérôme Balesdent, Jean-François Soussana, Pierre-Alain Jayet, Jean-Claude Germon, Laurence Guichard

Conclusion générale

1. Peut-on, en France, par des actions visant spécifiquement à augmenter l'accumulation du carbone organique dans les sols agricoles, contribuer à réduire l'effet de serre ?

L'efficacité des changements de l'usage des sols ou des pratiques de culture

1.1. L'expertise montre qu'en modifiant les usages des sols et/ou certaines pratiques agricoles, il est possible d'accroître significativement le stockage de carbone organique dans les sols, à condition de s'engager à long terme sur le mode d'utilisation des sols et les pratiques.

1.2. Ce sont certains changements d'usage qui permettent les flux les plus élevés par unité de surface : afforestation, conversion de cultures en prairies permanentes. Les potentiels de stockage de ces conversions sont de l'ordre de 0,5 tonne de carbone par hectare et par an sur une durée de 20 ans. L'afforestation se traduit de plus par une augmentation corrélative du stockage dans la biomasse et par une diminution des intrants et des postes énergétiques.

1.3. Un enjeu fort concerne le développement de la jachère fixe et son usage (transition agriculture-boisement, jachères enherbées) et la politique de boisement des accrus.

1.4. Certaines pratiques présentent une efficacité potentielle significative :

- la simplification du travail du sol, la suppression du labour, la réduction de la profondeur du travail du sol aux premiers centimètres peuvent induire des stockages de l'ordre de 0,2 tC par hectare et par an sur une durée de 20 ans ;
- la gestion des intercultures par l'implantation de cultures intermédiaires peut permettre d'accroître les intrants carbonés au sol ;
- l'enherbement des vignobles et vergers peut permettre un stockage unitaire important. Cependant, il est déjà largement pratiqué, ce qui limite la marge de manœuvre de mesures agri-environnementales.

1.5. L'analyse a montré l'efficacité négligeable de certaines pratiques : fertilisation et intensification des cultures, modes de gestion des résidus de récolte (à l'exception, toutefois, de l'abandon du brûlage des pailles).

1.6. Pour certaines pratiques comme les apports de matières organiques exogènes, il faut différencier les fumiers des amendements organiques et composts de boues résiduaires. Les fumiers ont toujours été restitués au sol. Un changement de mode d'apport (compostage avant apport, par exemple) ne permettra pas d'augmenter le potentiel de stockage. En revanche, les apports d'amendements organiques tels que les composts de déchets verts ou de boues, présentent des potentiels de stockage non négligeables de 0,6 tC par hectare et par an, mais les surfaces concernées sont relativement faibles.

1.7. Si l'on doit recommander de ne pas brûler les pailles in situ, l'utilisation de la biomasse à des fins énergétiques est cependant beaucoup plus efficace que l'enfouissement en terme de bilan de carbone (émission de CO₂ évitée du fait des économies d'énergie fossile réalisées).

Les effets sur les autres GES et l'environnement

1.8. Les pratiques tendant à accroître le stock de carbone des sols peuvent affecter les émissions d'autres gaz à effet de serre comme N₂O et CH₄. Ainsi le non-labour peut dans certains cas favoriser l'augmentation des émissions de N₂O. Le bilan des modifications des pratiques culturales doit donc être examiné sur l'ensemble des GES et non sur le seul bilan de carbone.

1.9. Ces pratiques s'accompagnent quasi systématiquement de bénéfices environnementaux connexes (lutte contre l'érosion, maintien de la biodiversité, réduction de la pollution des eaux souterraines et superficielles) et/ou de gains sur la consommation d'énergies fossiles.

1.10. En revanche, certains effets négatifs peuvent résulter de ces changements de pratiques, comme le recours accru aux pesticides en non-labour, la réduction de l'alimentation des nappes phréatiques ou de la réserve hydrique liée à l'extension des cultures intermédiaires ou intercalaires, la fermeture des paysages par le boisement.

Durée et réversibilité du stockage

1.11. Le stockage est beaucoup plus lent que le déstockage. Les cinétiques de stockage sont lentes et non linéaires et la durée de la phase de stockage n'excède généralement pas quelques dizaines d'années. Sur une durée de 20 ans, par exemple, le stockage lié à une conversion terre arable-forêt est deux fois plus faible que le déstockage induit par la conversion inverse.

1.12. En conséquence, les stocks de carbone constitués dans les sols agricoles ne pourront être conservés à long terme qu'à condition de maintenir le même mode d'utilisation des sols et les mêmes pratiques agricoles que ceux ayant conduit à leur accumulation. Il est donc nécessaire de maintenir les usages et pratiques actuels qui ont conduit à des stocks importants, afin de préserver les stocks de C qui existent (ne pas retourner les prairies, ne pas convertir les forêts en culture...).

1.13. De plus, l'ensemble du carbone du sol, dont les stocks supplémentaires acquis par des changements d'usage ou de pratique, sera sensible à l'évolution future du climat. Cet impact du réchauffement climatique ne sera probablement pas négligeable en regard des stocks actuels : il pourrait induire une variation des stocks comprise entre +2% et -2% pour les 20 années à venir, selon que l'effet d'augmentation de la production ou d'accélération de la minéralisation primera. L'amplitude de ces variations atteindrait alors 30 millions de tonnes de carbone en 20 ans, soit 1,5 millions de tonnes par an, pour les seules surfaces agricoles nationales.

1.14. Les changements climatiques pourraient dans certains cas remettre en cause des options choisies pour augmenter le stockage en C dans les sols : une augmentation des risques fréquents de sécheresse pourrait par exemple conduire à l'abandon de l'enherbement de cultures pérennes dans le sud de la France. L'extension des surfaces en prairies pourrait également être limitée en cas de risques de stress hydriques trop importants. Ainsi, le manque de références sur l'évolution du climat conduit à de fortes incertitudes sur la durabilité de certains changements.

Estimation des possibilités nationales, comparaison avec d'autres fonctions puits-source des sols

1.15. Certaines pratiques présentent des contraintes d'application agronomique (selon les sols, ou les systèmes de culture) qui peuvent limiter leur extension géographique ou leur continuité temporelle (par exemple, le semis direct).

1.16. Les scénarios que nous avons développés donnent des ordres de grandeur vraisemblables de stockage dans les sols agricoles métropolitains de 1 à 3 MtC/an pour les 20 années à venir, au prix de changements massifs de pratiques agricoles supposant des mesures fortement incitatives ou très volontaristes. Un tel stockage additionnel ne correspond qu'à 1 à 2% de nos émissions (150 millions de tonnes de C). Cependant, il peut représenter une proportion importante de l'effort à consentir pour respecter les engagements de Kyoto.

1.17. Ces scénarios donnent des estimations sensiblement plus faibles que celles qui ont été élaborées par d'autres auteurs en Europe. Les flux unitaires auxquels nous avons abouti à l'issue d'une analyse de la littérature sont légèrement inférieurs à ceux retenus auparavant. Les surfaces sur lesquelles nous avons simulé les changements ont été réduites par des considérations de faisabilité agronomique et économique. Nous avons pris en compte le fait que certaines pratiques n'étaient pas durables en continu (par exemple, nous avons considéré que les pratiques de semis direct seraient interrompues par des labours occasionnels).

1.18. En raison d'un manque de données, ces scénarios ne sont pas encore régionalisés dans notre expertise. En effet, suivant les régions et les types de sols, les effets pourront être très contrastés.

1.19. A titre de comparaison, les émissions directes annuelles de N₂O (sols et productions animales) du secteur agricole à partir du territoire français sont évaluées à 117 000 t, soit l'équivalent en termes de pouvoir de réchauffement global d'un déstockage de 9,4 millions de tonnes de carbone par an. Des scénarios combinant réduction des émissions de N₂O (réduction des intrants azotés) et stockage de carbone dans les sols agricoles mériteraient donc d'être développés à l'avenir.

1.20. Les émissions de méthane par les sols au niveau du territoire national sont localisées dans les sols inondés de Camargue et différentes zones humides : malgré l'absence de données expérimentales au niveau du territoire, il est probable que l'ensemble des sols exondés se comportent comme des puits de méthane, dont le niveau d'activité est altéré par les pratiques de mise en culture. Cette capacité d'absorption annuelle est de l'ordre de 58 000 à 120 000 t de CH₄ selon les bases de calcul retenues, entraînant un supplément d'absorption par rapport aux émissions de 24 000 à 86 000 t. A l'échelle du territoire cette capacité d'absorption, convertie en équivalent CO₂, compense les émissions annuelles variant de 150 000 à 1 450 000 t C-CO₂ selon l'échelle de temps considérée et le mode de calcul retenu, soit de quelques kg à quelques dizaines de kg de C par ha.

1.21. Le stockage de carbone dans les sols est une solution finie (les surfaces et leur potentiel unitaire présentent une limite supérieure). Par conséquent, il ne s'agit pas d'une solution durable à très long terme. En revanche, ce stockage pourrait permettre une certaine flexibilité vis-à-vis des engagements de Kyoto et s'accompagne le plus souvent de bénéfices agronomiques et environnementaux connexes.

2. Quelles conditions d’observance au Protocole de Kyoto ?

Difficultés et proposition de méthodes d’estimation des quantités stockées

2.1. Pour un changement de pratique agricole donné, la variabilité des accroissements annuels de stocks est très grande. Ces accroissements annuels sont de plus très faibles en regard du stock total. Ces stocks importants présentent eux-mêmes une très forte variabilité.

2.2. L’évaluation des changements nécessite d’estimer de manière fiable la ligne de base, ce qui est difficile pour plusieurs raisons :

- les effets d’usages anciens se manifestent longtemps en raison de la lenteur de la dynamique du C,
- les usages et pratiques ont évolué continûment,
- certains usages et pratiques évoluent de façon spontanée,
- le climat évolue actuellement et continuera d’évoluer dans le futur.

2.3. Ces constats posent le problème du choix des parcelles "témoins" qui serviront à estimer la ligne de base.

2.4. Une estimation précise des variations de stocks de carbone nécessitera un grand nombre de mesures. Une estimation fondée sur des mesures exhaustives à la parcelle aurait un coût totalement prohibitif.

2.5. Par conséquent, les estimations devraient être fondées sur des essais de longue durée, permettant de calibrer des modèles et/ou d’obtenir des chiffres fiables de stockage unitaire. Il apparaît ainsi indispensable de disposer de modèles prévisionnels de la dynamique du carbone et d’une calibration des valeurs initiales de leurs compartiments. Pour permettre leur intégration sur des surfaces, ces estimations nécessiteront également une connaissance précise des matrices de changements des pratiques agricoles et de l’occupation des sols.

2.6. Les changements de pratiques agricoles sont intrinsèquement plus difficiles à observer que les changements d’utilisation des sols. Leurs effets sont en outre plus difficiles à quantifier.

Faisabilité et coût des vérifications

2.7. Si elles étaient adoptées, les procédures les plus strictes de vérification (échantillonnage en début et fin de période d’engagement de chaque zone sujette à une activité) seraient impossibles à mettre en œuvre lors de la première période d’engagement, notamment en ce qui concerne l’article 3.4. Si des critères moins stricts sont appliqués, un niveau faible de vérification pourrait être mis en œuvre dès le début de la période d’engagement.

2.8. Il devrait être possible de tirer parti des réseaux et des suivis existants pour réduire les coûts de vérification. Certains réseaux existants, comme le RMQS, ou certaines campagnes de mesures (par exemple, le suivi des reliquats azotés), pourraient permettre des économies d’échelle. Un enregistrement des pratiques dans le cadre des CTE pourrait être envisagé, et la vérification des stockages effectifs conduite dans le cadre d’autres réseaux spécifiques.

2.9. Comme l’ensemble des mesures nécessaires pour établir et vérifier les changements de stocks de carbone ne sont pas faites en routine, des améliorations importantes des systèmes de mesure et

d'inventaire seront dans tous les cas nécessaires. En particulier, des échantillonnages permettant de raisonner à masse minérale équivalente sur des profondeurs suffisantes devront être entrepris.

2.10. En conséquence, la quantification des effets résultant des changements présentera de grandes difficultés et l'on peut craindre, si le niveau de vérification est trop exigeant, que son coût très élevé ne dépasse le bénéfice escompté en termes négociables. En pratique, une proportion du prix de la tonne de carbone sera absorbée par le coût de la vérification, et cette proportion dépendra du niveau de rigueur exigé.

2.11. En ce qui concerne le N₂O, les incertitudes sont encore plus grandes que celles sur le carbone, et les mesures de flux permettant une quantification sont très lourdes à mettre en œuvre : la vérification des variations d'émissions sera de ce fait encore plus difficile.

3. Quels outils de politique économique seraient efficaces pour promouvoir les changements souhaitables ?

Faisabilité de différentes catégories de mesures incitatives

3.1. L'expertise montre un potentiel réel de stockage de carbone dans les sols, mais limité. Le stockage est le plus souvent associé à des bénéfices environnementaux connexes. En revanche, il sera difficile à mettre en œuvre et la vérification sera coûteuse.

3.2. En l'état actuel des méthodes de contrôle possibles, il est techniquement impossible d'asseoir un système de taxation ou d'incitation sur des mesures d'émission de CO₂ ou de stockage de C dans les sols. La situation est différente de celle des émissions de N₂O, car il n'existe pas de contrôle économique indirect lié à l'achat d'un produit comme c'est le cas pour les engrais azotés.

3.3. De ce fait, les taxations ou incitations ne pourraient être fondées que sur des déclarations et contrôles des surfaces et des pratiques ou usages qui leur sont associés. Si l'on ne considère que le carbone, les politiques d'incitation par le contrat à l'adoption de pratiques favorisant son stockage dans les sols agricoles pourraient convenir en théorie : la tonne de carbone additionnelle stockée par l'adoption de pratiques et usages ad hoc pourrait être rémunérée au prix établi pour l'ensemble des autres secteurs de l'économie. Toutefois, cela ne serait possible qu'à la condition de négliger la variabilité spatio-temporelle des stockages effectifs au sein d'un système de subventions fixes. Le marché de droits semble difficile à mettre en œuvre à court terme, puisqu'il faudrait s'assurer de connaître les niveaux individuels de stockage (mise au point des méthodes de contrôle, cf. 4.3).

3.4. L'insertion dans un marché pose le problème de la stabilité des prix. En effet, l'engagement des agriculteurs ne sera efficace que s'il est durable. Si le niveau de rémunération diminue, la durabilité de la pratique pourra être compromise.

Insertion dans des mesures agri-environnementales et territoriales

3.5. L'incertitude sur les conséquences du stockage de carbone sur les émissions d'autres GES est telle qu'une politique qui serait limitée au seul stockage de C risque d'être peu efficace pour réduire l'effet

de serre. Une politique d'incitation pertinente devrait prendre en compte le bilan radiatif global des systèmes de culture, à savoir l'ensemble des gaz à effet de serre émis ou absorbés, mais aussi la contribution des différents intrants (fertilisants, amendements, produits phytosanitaires) et des pratiques culturales à ce bilan radiatif.

3.6. En termes de bilan de GES directement liés au sol, le poids lié aux émissions de composés azotés conduit à considérer que la gestion des intrants et des conditions de milieu (chaulage, travail du sol, drainage) régulant ces émissions devrait être placée au même niveau de priorité que la gestion du C sur la problématique stricte des émissions de GES par les activités agricoles.

3.7. Une politique agri-environnementale incluant un volet carbone sera nécessairement territoriale. Elle devra se raisonner selon les enjeux environnementaux et territoriaux locaux, en prenant en compte des unités de fonctionnement dépassant la parcelle agricole (exploitations, bassins versants, zone d'extension des nappes souterraines...) et en s'assurant de l'établissement d'un bilan d'émission des autres GES. Ce type de politique ne pourra être réalisée qu'à la condition que des groupes d'exploitations puissent gérer entre eux les "cibles" de stockage et les coûts.

3.8. L'insertion dans des CTE proposés à des échelles dépassant l'exploitation agricole (petite région agricole par exemple) devrait être étudiée, car elle permettrait de répondre aux enjeux territoriaux et agro-environnementaux sur des unités fonctionnelles pertinentes. Ce type de CTE "collectif" reste entièrement à concevoir.

3.9. Certaines actions globales de politique agri-environnementale s'accompagnent de bénéfices en terme de stockage de carbone, par exemple le développement des cultures intermédiaires dans les zones sensibles à la pollution nitrique (cf. les opérations Ferti-Mieux, ou la mise en place de zones enherbées au sein de bassins versants pour lutter contre l'érosion ou la pollution des eaux superficielles), sous réserve de l'établissement d'un bilan d'émission des autres GES.

3.10. La possibilité de mettre en œuvre ce type de politique agri-environnementale en y incluant un volet carbone dépendra de la possibilité ou non de soutenir de telles actions (existantes ou à concevoir) en revendiquant les bénéfices au titre des négociations. Cela nécessite de pouvoir démontrer leur caractère intentionnel vis-à-vis du stockage du carbone.

4. Quels sont les besoins en recherche et en références ?

4.1. Bien que relativement faible en valeur absolue, le potentiel de stockage en C dans les sols de France métropolitaine est important vis-à-vis des efforts que le pays aura à consentir pour tenir ses engagements. Au plan international, l'enjeu peut être beaucoup plus fort lorsque les surfaces en jeu sont considérables (USA, Canada, Russie, Union Européenne...). Dans ce cadre, il faut souligner la nécessité : (i) d'identifier et de quantifier des processus encore mal connus ; (ii) de mieux comprendre un certain nombre de mécanismes ; (iii) de développer des outils d'extrapolation spatio-temporelle ; (iv) de produire des systèmes de référence pour les bilans environnementaux ; (v) de créer des outils pour éclairer la décision publique sur les stratégies d'incitation à retenir.

Identifier et quantifier des processus mal connus

4.2. En ce qui concerne les émissions de méthane, il s'avère nécessaire dans un premier temps d'établir une typologie des sols émetteurs et consommateurs de ce gaz, de façon à en tirer des indications sur d'éventuelles stratégies d'aménagement. Les données sur les émissions de CH₄ à partir du territoire français, ainsi que sur sa consommation par les différents sols de ce même territoire sont inexistantes, quelques données sur les sols de Camargue mises à part.

4.3. Des données sur les émissions de N₂O et NO ont été acquises récemment, mais sont encore trop éparses et ne concernent principalement que les sols sous cultures de céréales d'hiver. A ce niveau, il importe de poursuivre les travaux actuellement engagés :

- pour vérifier le bien fondé des facteurs d'émission et des modes d'évaluation des émissions proposés par le GIEC et en définir d'autres éventuellement mieux adaptés aux conditions de notre territoire (prise en compte des grandes caractéristiques du milieu et des modes de conduite des cultures) ;
- pour définir des pratiques susceptibles de limiter ces émissions (stratégies reposant sur l'analyse des différentes composantes impliquées dans les mécanismes d'émission au niveau du sol, de la plante et des microflore impliquées).

4.4. Les potentiels de stockage de C dans les couches profondes du sol sont actuellement peu pris en compte car en grande partie inconnus.

Mieux comprendre un certain nombre de mécanismes

4.5. Des progrès considérables restent à réaliser pour améliorer les modèles de la dynamique du carbone. Ils concernent principalement les bases mécanistes de ces modèles :

- quantification des flux entrant par rhizodéposition, nature du carbone rhizodéposé et son impact en termes de stockage ;
- effet des facteurs physico-chimiques et de la protection physique sur les matières organiques, les processus de protection synergiques ou auto-entretenus ;
- compréhension des processus de stabilisation du carbone à très long terme.

4.6. La recherche sur le potentiel de stockage de carbone doit dépasser le cadre de l'application potentielle des seules pratiques actuellement connues. Des pratiques "originales" tendant à augmenter le C du sol doivent être étudiées, comme la manipulation de l'ambiance physico-chimique du sol (chaulage, hydromorphie), la gestion ou la sélection de plantes ayant des systèmes racinaires développés et profonds...

4.7. Des études concernant l'impact des changements climatiques sur le stockage de carbone dans les sols sont à développer. Réciproquement, l'impact sur le climat de modifications du cycle du carbone devrait être étudié.

4.8. Fondamentalement, la dynamique du carbone, mais aussi les flux de GES, sont déterminés par le fonctionnement biologique du sol. A long terme, la meilleure compréhension de ce fonctionnement biologique est la condition d'une approche plus mécaniste de la gestion du sol comme compartiment biogéochimique actif dans la régulation de l'effet de serre.

4.9. Plus généralement, des recherches sur les mécanismes d'action des matières organiques sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol doivent accompagner l'étude de leur dynamique, de manière à rendre possible l'évaluation environnementale intégrée des changements de technique ou d'usage.

Développer des outils d'extrapolation spatio-temporelle

4.10. Dans les domaines de la prévision, de la comptabilité et de la vérification, le développement d'outils d'extrapolation spatiale et temporelle est nécessaire.

4.11. La valorisation des données déjà existantes apparaît nécessaire mais non suffisante. Les essais en place sont à maintenir, mais leur nombre, leur diversité et les investigations qu'ils comprennent sont très loin d'être suffisants.

4.12. Il apparaît clairement un déficit de données, concernant en particulier les pratiques suivantes et leur bilan environnemental notamment en termes de contribution à l'effet de serre : prairies et élevages, travail du sol réduit, systèmes de production intégrés, engrais verts et cultures intermédiaires, mise en herbage des terres cultivées.

4.13. L'acquisition de ces données implique l'analyse de séquences de longue durée (au moins 1 an pour N₂O et CH₄, plus de 10 ans pour les bilans de carbone) dont l'échantillonnage est maîtrisé et planifié dans ce but, et qui permettent l'étude de différentiels entre pratiques. Ces différentiels devraient être analysés non seulement en termes de stockage additionnel de carbone, mais aussi en terme de bilan de GES et de bilan environnemental global. La variabilité des flux de CO₂ en fonction du climat devra notamment être étudiée afin de disposer de données permettant d'évaluer les modèles de dynamique du carbone.

4.14. Il apparaît en outre un besoin de bases de données spatialisées et de suivis systématiques du territoire permettant l'introduction des variables explicatives sol, climat et usage des terres. L'enjeu est de développer et d'entretenir des bases de données sur les systèmes de culture, géoréférencés et reliés à des types d'exploitation.

4.15. C'est à ces conditions qu'il sera possible de développer des modèles de dynamique du carbone et d'émission de GES propres à décrire les effets des changements d'usage et leur interaction avec des paramètres pédologiques et climatiques.

4.16. Des recherches sont à mener concernant de nouvelles méthodes d'observance (télédétection, mesures de flux à coût réduit...).

4.17. La complémentarité des mesures et des modèles aux diverses échelles n'est pas encore assez exploitée, de même que les possibilités de généralisation de modèles locaux, ou d'inversion de modèles globaux.

Produire des systèmes de référence pour les bilans environnementaux

4.18. A l'échelle des exploitations, le bilan des GES des systèmes de production nécessite l'acquisition de références et la mise au point de systèmes d'observation des pratiques et des usages des agriculteurs, ainsi que de méthodes d'évaluation pour les bilans environnementaux.

4.19. En particulier, le cas des systèmes d'élevage est particulièrement complexe et justifierait le développement de méthodes de bilan et de modèles adaptés.

4.20. A l'échelle du territoire, l'acquisition de références devra être orientée vers la constitution de référentiels régionalisés de l'impact environnemental des systèmes de culture dans différents milieux, afin de prendre en compte l'importance de la succession de cultures, des pratiques agricoles et des milieux dans la construction des risques. Il faudra s'intéresser aux effets à long terme des modifications de pratiques qui pourraient être favorisées, au-delà de la seule problématique du stockage additionnel de carbone

4.21. Ces référentiels, sous réserve qu'ils soient "lisibles" et explicites, favoriseraient un apprentissage de la perception des enjeux et des risques environnementaux par les acteurs du développement agricoles les plus concernés (agriculteurs et prescripteurs), préalable indispensable à leur action dans ce domaine.

Eclairer la décision publique

4.22. L'appréhension d'un phénomène global comme le changement climatique interpelle d'autres sciences humaines que l'économie. La compréhension et l'acceptabilité des politiques de régulation proposées devront être analysées en complément de l'approche réductrice de l'analyse "coût-bénéfice" privilégiée ici.

4.23. Pour autant, l'économie publique normative du changement climatique doit être nourrie de références en termes de coûts et d'avantages individuels et collectifs. Le caractère global des phénomènes ne diminue en rien les responsabilités individuelles des agents économiques dans leurs choix de production et de consommation. Cela vaut pour les agriculteurs et le stockage du C. Il importe donc d'associer étroitement les activités économiques agricoles et leurs conséquences environnementales dans l'élaboration d'outils d'évaluation dans lesquels les territoires et les agents "micro-économiques" soient bien représentés.

4.24. L'évaluation économique n'est évidemment pas exempte de la nécessité d'une approche globale qui dépasse le stockage du C. A titre d'exemple, on (le régulateur en particulier) devrait pouvoir anticiper les effets combinés d'une politique de régulation de C et N sur l'effet de serre (N₂O) et sur la qualité des nappes (nitrates).

4.25. Il reste à faire un gros effort de modélisation intégrée de type "impacts de changement d'utilisation des terres, du changement climatique et des politiques agri-environnementales" pour éclairer le décideur public, et pour informer les agents économiques.

4.26. La localisation des activités agricoles sur le territoire et de leurs modalités pratiques est un enjeu croissant des tendances réglementaires, auquel s'ajoute l'évolution très rapide des systèmes de culture (simplification) face à des contraintes techniques ou économiques plus ou moins rapidement changeantes. Dans ce contexte, les outils font encore défaut pour accompagner le législateur dans ses décisions. On manque d'outils de diagnostic et d'évaluation a priori de l'impact économique et environnemental (à long terme) de différents scénarios agricoles qui pourraient être pressentis.

4.27. Un besoin important concerne les outils d'aide à la décision utilisables à l'échelle d'un territoire. Un important travail interdisciplinaire reste à faire pour construire ces outils de simulation qui permettraient d'explorer différents scénarios agricoles, de prévoir leurs conséquences environnementales et de déterminer les conditions d'accompagnement et de soutien nécessaires à la mise en œuvre des solutions qui paraissent les plus adaptées.

4.28. La comparaison de scénarios de modifications de pratiques ou d'usages reposera nécessairement sur une analyse multicritère, à commencer par les conséquences environnementales parfois opposées qu'un système de culture peut générer (par exemple, diminution des pertes de NO₃ mais augmentation parallèle de la production de N₂O).

Glossaire

Sigles et abréviations

Glossaire

Accrus	Végétation forestière qui se développe spontanément sur des champs ou prairies abandonnés situés en lisière de forêts.
Activités	Terme utilisé par le GIEC pour désigner l'ensemble des pratiques employées dans une zone délimitée durant un temps défini.
Afforestation	Plantation d'une forêt sur un sol initialement sous prairie ou sous culture. Synonyme de boisement.
Agriculture de conservation	Techniques agricoles respectueuses du milieu ("durables") en opposition aux pratiques agricoles traditionnelles (avec labour profond) permettant de reconstituer la matière organique des sols grâce à une moindre perturbation de la structure des sols et à une couverture permanente.
Agroforesterie	Système de production agricole combinant élevage, cultures et forêt.
Albedo d'une surface	Rapport du rayonnement solaire réfléchi par une surface au rayonnement solaire incident. C'est un élément du bilan radiatif de surface qui dépend de l'occupation du sol et de l'état hydrique pour le sol nu, ou de l'état physiologique pour un couvert végétal.
Annexe I	Annexe à la Convention Cadre sur les Changements Climatiques qui liste les pays (ou parties) ayant souscrit des engagements quantitatifs d'encadrement de leurs émissions de GES. (Voir : Pays de l'Annexe I)
Article 3.3 du Protocole de Kyoto	Article de l'accord international qui autorise les pays l'ayant ratifié à utiliser les activités liées à la gestion forestière (boisement, reboisement, déboisement) pour calculer la stabilisation de leurs émissions de GES.
Article 3.4 du protocole de Kyoto	Article de l'accord international qui autorise les pays l'ayant ratifié à utiliser des modifications des activités agricoles pour le calcul de leurs émissions de GES pour la période d'engagement 2008-2012.
Bilan environnemental	Comptabilisation des impacts positifs ou négatifs sur l'environnement liés à la production d'un bien ou d'un service.
Bilan radiatif	Comptabilisation des rayonnements absorbés, réfléchis et émis par une surface. Leur somme algébrique est appelée rayonnement net.
Boues d'épuration	Sédiments résiduaux des installations de traitement ou de pré-traitement biologique, physique ou physico-chimique des eaux usées ; leur épandage sur sols agricoles, forestiers ou en voie de reconstitution ou de revégétalisation est soumis à réglementation.
CarboEurope	Ensemble coordonné de 8 projets de recherche européens pluridisciplinaires (190 scientifiques) faisant suite au protocole de Kyoto et à la CCNUCC, au sein de l'Action-clé "Changement global, climat et biodiversité" du 5 ^e Programme-Cadre. Son objectif est la compréhension et la quantification des cycles du carbone et de l'azote, la vérification du bilan de carbone et du niveau de CO ₂ atmosphérique en Europe, et la capacité de stockage des forêts boréales et tropicales.

Changement climatique global	Changements du climat qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables. Dans les projections qu'il établit sur l'évolution du climat, le GIEC ne tient généralement compte que de l'influence sur le climat de l'augmentation des gaz à effet de serre imputable aux activités humaines et à d'autres facteurs liés à l'homme (facteurs anthropiques).
Changements Globaux et Ecosystèmes Terrestres (GCTE)	Un des sous-programmes du Programme International Géosphère-Biosphère dont l'objectif est l'acquisition de connaissances scientifiques de bases sur le changement global au sein du Système Terre. Le GCTE fait donc partie d'un ensemble de modèles simulant la végétation, la biogéochimie et la physiologie des plantes afin de décrire les échanges d'eau et d'énergie entre la végétation et l'atmosphère au travers d'échelles de temps de plus en plus longues.
Chlorofluorocarbonés (CFC)	Gaz à effet de serre. Composés très stables créés par l'industrie chimique : fluides de systèmes réfrigérants, agents propulseurs de bombes aérosols, agents d'expansion des mousses plastiques...
Coefficients K_1 et K_2	Coefficients utilisés dans le modèle de Hénin-Dupuis pour prévoir l'évolution des stocks d'humus dans le sol. Le coefficient isohumique K_1 est la proportion d'un apport de matière organique fraîche transformée annuellement en produits humiques par humification. Le coefficient de destruction de la matière organique K_2 est la proportion d'humus qui se minéralise annuellement.
Compartiments du carbone des sols	Dans les modèles, désigne des sous-ensembles homogènes (de même comportement) de l'ensemble carbone du sol qui peuvent être physiquement séparables, mais sont le plus souvent conceptuels.
Composés humiques	Composés constituant la matière organique du sol issus des transformations chimiques ou biochimiques de la matière organique fraîche, et réputés stables.
Compost	Amendement organique obtenu par humification contrôlée de déchets organiques d'origine animale et/ou végétale sous l'action de populations microbiennes évoluant en milieu aérobie.
COMPSOIL	Modèle prédisant le compactage du sol par les roues des engins agricoles.
Conférence des Parties (CoP)	La CoP est l'organe suprême de la CCNUCC. Elle réunit les pays du Protocole de Kyoto habituellement une fois par an pour évaluer les progrès de la Convention, développer des amendements : c'est à la fois un organe institutionnel et un forum de discussion et de négociation. La 1 ^e CoP s'est tenue en 1995.
Contrat Territorial d'Exploitation (CTE)	Dispositif français d'aide aux exploitations, à objectifs environnementaux et socio-économiques (dispositif français du 2 ^e pilier de la PAC). Il pourrait servir de cadre à l'attribution d'aides au stockage de carbone en cas de politique d'incitation.
Convention Cadre des Nations Unies	La Convention Cadre des Nations Unies pour le Changement Climatique (CCNUCC) est un accord international visant, par des efforts communs, à réduire significativement les émissions de GES et en conséquence à retarder et atténuer le réchauffement du globe. Adoptée en 1992, elle est entrée en vigueur en 1994 après avoir été ratifiée par 165 pays.
Corine Land Cover	Base de données d'occupation du sol couvrant la totalité de l'Europe à une résolution de 250x250 m, existant actuellement pour l'année 1992. Elle est obtenue par exploitation de données de télédétection produites par le satellite Landsat TM. Elle est associée à une nomenclature de typologie d'occupation des sols.

Culture intercalaire	Culture établie entre les rangs d'une culture d'une espèce différente.
Culture intermédiaire	Couvert végétal installé entre deux cultures successives afin d'éviter de laisser le sol nu (période d'interculture). Il est couramment mis en place dans le but de retenir l'azote restant dans le sol après une culture.
Déchets verts	Résidus végétaux issus de l'entretien des jardins et espaces verts publics et privés.
Dénitrification	Transformation des oxydes d'azote ioniques (nitrates et nitrites) en oxyde nitreux (N_2O) et diazote gazeux (N_2) en proportions variables. Cette transformation est principalement microbienne ; elle peut aussi être chimique. Elle intervient donc dans l'émission de N_2O (GES).
Effet de serre	Réchauffement de l'atmosphère et de la surface de la Terre dû au fait que certains gaz absorbent le rayonnement infra-rouge thermique dégagé par la Terre et le renvoient en partie vers le sol. Cet effet est un phénomène naturel, mais il est renforcé par l'émission anthropique (due aux activités humaines) des GES.
Engrais vert	Culture généralement semée entre deux cultures principales et qui est ensuite obligatoirement enfouie dans le sol. Cependant, elle peut occuper le terrain pendant une campagne culturale ou plus, et peut également être associée à la culture principale. Elle a pour objectifs l'amélioration de la fertilité et de la structure du sol, la stimulation de la vie microbienne du sol.
Equivalent CO_2	Conversion de l'effet de tout gaz à effet de serre en tonnes d'équivalent carbone : cette équivalence est définie à partir du Potentiel de Réchauffement Global des différents gaz.
Eurostat	Office statistique de la Communauté Européenne
Evapotranspiration potentielle et réelle	Perte d'eau du sol par évaporation, et de la végétation par transpiration, déterminée par les conditions climatiques et les propriétés du sol et du couvert végétal. L'évapotranspiration maximale de référence, correspondant par convention à une surface de gazon maintenue ras et bien alimenté en eau est dite potentielle (ETP). La quantité d'eau réellement consommée par un couvert végétal est l'évapotranspiration réelle (ETR).
Externalités	Avantages (externalités positives) ou désavantages (externalités négatives) associés à l'activité humaine, influant sur l'environnement et sur les conditions de vie des populations. La prise en compte des externalités ne se fait pas spontanément par les coûts économiques et nécessite une intervention publique. Le stockage du carbone est considéré comme une externalité positive par son influence bénéfique sur le climat. La pollution est une externalité négative.
Ferti-Mieux	Opération nationale de gestion collective de l'azote en vue de réduire les risques de pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. Initiée en 1991 par le Ministère chargé de l'Agriculture, elle est constituée d'un réseau d'une cinquantaine d'opérations locales sur le territoire français, qui touchent 26 000 agriculteurs et 2 millions d'hectares.
Forçage radiatif	Réchauffement additionnel au réchauffement naturel de l'atmosphère, lié à une modification du bilan radiatif (réduction d'albedo, augmentation des GES...).

Gaz à effet de serre	Gaz qui absorbent en partie le rayonnement de grande longueur d'onde (infra-rouge) émis par la surface de la Terre et par les nuages, et qui échauffent les basses couches de l'atmosphère. Ces gaz résultent d'activités humaines (combustion, fermentation...). La vapeur d'eau (H ₂ O), le gaz carbonique ou dioxyde de carbone (CO ₂), le protoxyde d'azote ou oxyde nitreux (N ₂ O), le méthane (CH ₄), les chlorofluorocarbonés (CFC), les hydrofluorocarbonés (HFC), les hydrocarbures perfluorés (PFC), l'hexafluorure de soufre (SF ₆) et l'ozone (O ₃) sont les principaux gaz à effet de serre présents dans l'atmosphère terrestre. Tous ces gaz n'ont pas le même potentiel de réchauffement global.
Géoréférencement d'une donnée	Détermination des coordonnées géographiques pour localiser spatialement une donnée. Permet une identification des surfaces concernées par un usage particulier, et le suivi de leurs évolutions.
Gestion et Impact du Changement Climatique (GICC)	Programme de recherche interministériel, pluridisciplinaire et inter-organismes (2001) ayant pour objectif de développer la connaissance scientifique nécessaire pour soutenir et optimiser les stratégies de prévention et d'adaptation au réchauffement climatique et au changement global résultant de l'augmentation de la concentration des GES.
GreenGrass	Contrat de recherche (2002-2005) faisant partie du 5 ^e Programme-Cadre européen et du projet CarboEurope. Suite au Protocole de Kyoto, ce projet de recherche a pour objectif de mesurer le Potentiel de Réchauffement Global de certains GES (CO ₂ , N ₂ O, CH ₄), d'évaluer l'effet de scénarios stabilisant leur émission, et d'établir des résultats de simulation au niveau de l'Europe.
Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC)	A été constitué en 1988 par l'OMM et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement, pour évaluer les informations disponibles sur l'évolution du climat et l'effet de serre, et pour donner des avis à la CoP sur les changements climatiques. Il fait appel à environ 2 500 experts, et a produit une série de rapports et documents qui sont des ouvrages de référence.
Indemnité compensatrice de handicap naturel (ICHN)	Ou indemnité compensatoire. Aide visant à soutenir les revenus agricoles dans les zones défavorisées et destinée à compenser des handicaps naturels (montagne...).
Interculture	Période comprise entre deux cultures, allant de la récolte précédente jusqu'au semis de la culture suivante.
Internalisation des coûts	Prise en compte d'une externalité dans le processus décisionnel du marché par le biais de la fixation des prix ou d'une intervention réglementaire : par exemple l'écofiscalité.
Intrants	Tous éléments (consommables) entrant dans la production d'une culture.
Itinéraire technique	Combinaison logique et ordonnée des techniques mises en œuvre pour conduire une culture en vue d'atteindre un ou plusieurs objectifs donnés (de production, de protection de l'environnement...)
Jachère	Terre laissée temporairement en état d'inculture.
Ligne de base (baseline)	Situation de référence à partir de laquelle on mesure les changements d'émissions de GES résultant d'un projet ou d'un scénario réduisant ces émissions.
LUCAS	Outil de simulation et de modélisation ("Land Use Change and Analysis System") multidisciplinaire pour l'évaluation des décisions en matière d'utilisation des terres. Il fait partie du programme de l'UNESCO "Man and the Biosphere".

Matière organique du sol	Ensemble des êtres vivants et des résidus végétaux, animaux ou microbiens en cours de décomposition dans les sols.
Matière organique exogène (MOE)	Matière organique apportée aux sols ne provenant pas de la végétation en place. Recouvre des déchets de l'élevage (fumiers, lisiers) et des villes et industries (boues résiduelles, composts).
Matière organique particulaire (MOP)	Fraction séparable des matières organiques du sol qui correspond principalement à des débris végétaux en cours de décomposition.
Mécanisme de Développement Propre (MDP)	Mécanisme permettant aux Pays de l'Annexe I de bénéficier de réductions d'émissions certifiées pour remplir les engagements quantifiés pris à Kyoto en développant des projets limitant les GES dans les Pays en développement. Ces mécanismes facilitent l'adoption de modes de développements sobres en émissions de GES. (Par exemple, permet à une entreprise d'un pays industrialisé de financer un projet de nature à réduire les émissions de CO ₂ dans un pays en développement et de récupérer ainsi des crédits d'émission).
Minéralisation	Processus biologique de dégradation de la matière organique par respiration ou fermentation. Il se traduit par la libération de CO ₂ .
Mission Interministérielle de l'Effet de Serre (MIES)	Créée en 1998, la MIES est rattachée au Premier Ministre. Elle coordonne la réflexion et l'action de la France dans la lutte contre les émissions de GES, assure l'animation et le suivi du programme national de lutte contre le changement climatique et participe à la mise en place de la politique européenne en la matière et à la préparation des positions européennes pour les négociations internationales sur le climat.
Modèle de Circulation Générale (MCG)	Modèle simulant l'évolution des variables climatiques à l'échelle de la planète, sur l'ensemble de la troposphère.
Nitrification	Processus d'oxydation biologique de l'azote, réalisé par des micro-organismes, au cours duquel l'azote passe de la forme ammoniacale (NH ₄ ⁺) à la forme nitreuse (NO ₂ ⁻), puis nitrique (NO ₃ ⁻).
OTELO	Logiciel simulant l'organisation du travail dans les exploitations agricoles (Organisation du Travail et Langage Objet).
Oxyde nitreux	Un des gaz à effet de serre (N ₂ O), appelé aussi protoxyde d'azote, ou gaz hilarant. Son émission est liée à l'activité agricole (fertilisation azotée). Il résulte de l'action des micro-organismes sur les composés azotés dans l'eau et dans le sol, principalement au cours des réactions de dénitrification et de nitrification. Son pouvoir de réchauffement global est élevé.
Pays de l'Annexe I	Les pays industrialisés qui figurent dans cette annexe à la Convention sont convenus, au plan national, d'adopter des politiques et de prendre des mesures visant à atténuer le changement climatique, et se sont engagés à limiter et réduire leurs émissions de GES entre 2008 et 2012. Ces pays ou groupes de pays sont aussi appelés "Parties". Il s'agit des pays qui étaient membres de l'OCDE en 1992, des pays de la Communauté Européenne, et de 11 pays qui ont entrepris un processus de transition vers une économie de marché : Australie, Autriche, Bulgarie, Canada, Croatie, République Tchèque, Danemark, Estonie, Pays de la CEE, Japon, Lichtenstein, Lituanie, Monaco, Nouvelle-Zélande, Norvège, Pologne, Roumanie, Russie, Slovaquie, Slovénie, Suisse, Ukraine, USA.

Pays de l’Ombrelle	<p>Sous-ensemble des Pays de l’Annexe I, comprenant la plupart des pays industrialisés hors Communauté Européenne (Canada, Australie, Japon, Nouvelle-Zélande, Russie, Ukraine, Norvège). Ces pays, conscients des difficultés qu’ils auront à respecter les engagements de Kyoto, veulent davantage de souplesse dans l’utilisation des mécanismes de flexibilité (utilisation des PEN sans limitations par exemple), ont demandé un relèvement de leur quota, et veulent minimiser les mécanismes de sanctions.</p> <p>Les USA en faisaient partie, mais refusent à ce jour de ratifier le protocole de Kyoto.</p>
Période d’engagement	<p>Dans le Protocole de Kyoto, la 1^{re} période d’engagement de réduction de gaz à effet de serre porte sur les années 2008 à 2012 : les Etats-Membres de l’Union Européenne se sont engagés à réduire collectivement leurs émissions de GES de 8% pendant cette période. Les négociations reprendront à partir de 2004 pour établir de nouvelles règles de comptabilisation pour la 2^e période d’engagement, au-delà de 2012.</p>
Permis d’émissions négociables (PEN)	<p>Quotas d’émission de GES échangeables entre pays, permettant aux pays soumis à des quotas d’émissions de les respecter, en achetant des permis additionnels à d’autres.</p>
Potentiel de réchauffement global	<p>Donnée permettant d’évaluer l’importance relative des différents gaz à effet de serre : c’est le rapport de l’effet de réchauffement d’un gaz à celui du CO₂, en tenant compte du temps pendant lequel ce gaz reste actif dans l’atmosphère.</p>
Prairie	<p>Surface enherbée naturellement ou par semis, pâturée par des animaux ou fauchée pour la production de foin, de fourrage déshydraté ou pour l’ensilage. Elle peut être permanente : établie depuis longtemps (6 ans pour les statistiques agricoles) ou temporaire : ensemencée et entrant dans une succession de cultures.</p>
Pratique culturale	<p>Interventions techniques ou opérations culturales mises en œuvre sur une parcelle.</p>
Production intégrée	<p>Mode de production agricole fondé sur la valorisation des principales composantes des agro-écosystèmes, facteurs du milieu et dynamique des populations de ravageurs, dans le but d’éviter les dégradations écologiques.</p>
Production primaire	<p>Biomasse produite par les organismes autotrophes d’une biocénose ou d’un écosystème (essentiellement végétaux chlorophylliens). On distingue la production primaire brute qui est le résultat de la photosynthèse, et la production primaire nette qui est la production primaire brute diminuée de la consommation respiratoire.</p>
Protocole de Kyoto	<p>Protocole à la Convention Cadre sur les changements climatiques adopté à Kyoto en 1997 : accord international sur la réduction des émissions de gaz à effet de serre qui fixe des engagements chiffrés (en équivalents CO₂) pour lutter contre le réchauffement de la planète. Son entrée en vigueur est prévue pour 2002, lorsque les pays signataires représenteront 55% des émissions des Pays de l’Annexe I.</p>
Puits de carbone	<p>Ecosystème capable de fixer plus de CO₂ qu’il n’en émet : c’est-à-dire absorption de CO₂ par divers milieux naturels (océan, forêt...). Pour les écosystèmes terrestres, la fixation du CO₂ pour produire de la biomasse est assurée par la photosynthèse, mais le bilan de carbone doit également faire intervenir les pertes dues au mécanisme de respiration.</p>
QELRC	<p>Engagements quantitatifs de réduction des émissions de carbone par les Pays de l’Annexe I du protocole de Kyoto.</p>
Rapport C/N	<p>Rapport Carbone/Azote de la matière organique, permettant de juger de son évolution et de son aptitude à se minéraliser.</p>

Reforestation	Replantation d'une forêt sur un terrain anciennement boisé qui avait été converti à d'autres usages.
Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS)	Réseau de mesure et d'observation d'environ 2 000 points répartis sur le territoire français, donnant un suivi (tous les 5 ans) de données quantitatives sur l'état des sols en France. Ce réseau, coordonné par le GIS Sol à l'INRA d'Orléans, pourrait être utilisé pour vérifier le stockage de carbone.
Réserve utile (RU)	Quantité d'eau d'un sol correspondant à la différence entre la quantité d'eau à la capacité au champ, et la quantité d'eau au point de flétrissement.
Rhizodéposition	Relargage de matière organique par les racines : exsudation de composés organiques, exfoliation de cellules mortes.
Semis direct	Semis sans aucun travail préalable du sol.
Séquestration de CO ₂	Fixation du carbone par extraction du CO ₂ atmosphérique par photosynthèse en le stockant sous forme de biomasse aérienne ou souterraine, ou en produisant des biomasses renouvelables supplémentaires dont la valorisation énergétique permet d'éviter le recours à des combustibles fossiles. S'oppose à "émission de CO ₂ ".
Simplification du travail du sol	Réduction de la fréquence, voire abandon, de certaines techniques culturales de préparation du sol, en particulier le labour.
SISOL	Logiciel de simulation de l'évolution de la structure des zones tassées (sols labourés) au sein d'une couche de sol afin de mettre au point des pratiques culturales assurant la qualité physique des sols.
SOMNET	Réseau international de modélisateurs et expérimentateurs (depuis 1995) sur la matière organique du sol. Son objectif est de prédire les effets de changements d'usage et de pratique sur la matière organique, principal puits de carbone de la biosphère.
Source de carbone	Ecosystème ou activité humaine qui libère dans l'atmosphère un gaz à effet de serre, un aérosol ou un précurseur de gaz à effet de serre.
Stockage de carbone	Piégeage de carbone sous forme organique.
Stratégie d'évitement	Recours à des filières technologiques permettant de réduire la consommation de combustibles d'origine fossile ou de les substituer par des composés renouvelables (par exemple, utilisation des pailles de cultures annuelles comme source d'énergie renouvelable).
Stratosphère	Région stable et très stratifiée de l'atmosphère, située au-dessus de la troposphère et s'étendant environ de 10 à 50 km d'altitude. C'est le siège de la "couche d'ozone".
Succession culturale	Nature des cultures se succédant dans le temps sur une parcelle agricole.
Surface toujours en herbe (STH)	Prairies et pelouses permanentes, ou du moins établies pour plusieurs années.
Système de culture	Ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de manière identique. Chaque système de culture se définit par la nature des cultures et leur ordre de succession, et par les itinéraires techniques appliqués à ces différentes cultures.

Système d'information géographique (SIG)	Système de gestion de base de données intégrant un ensemble de techniques et méthodes automatisées d'enregistrement, de structuration et d'analyse d'informations géoréférencées et permettant d'en restituer une synthèse sous forme cartographique.
Système fourrager	Ensemble des moyens de production, des techniques et des processus qui ont pour fonction d'assurer une correspondance entre les systèmes de culture et les systèmes d'élevage. Le système fourrager satisfait les besoins alimentaires des animaux de rente.
Téledétection satellitaire	Ensemble des techniques ayant pour objet, par traitement d'enregistrements numériques réalisés à partir d'un satellite, d'observer la surface de la terre. Cette technique permet entre autre la cartographie actualisée de l'occupation du sol, et pourrait donc être utile à la vérification de l'utilisation des terres pour le stockage du carbone, ainsi qu'à l'estimation des flux de CO ₂ .
TERUTI	Enquête statistique du SCEES sur l'utilisation et l'occupation des terres : observations annuelles (depuis 1982) de 550 000 points disposés en un maillage régulier. Son utilisation est envisageable comme outil de suivi et de vérification des puits de carbone.
Tropopause	Limite entre la troposphère et la stratosphère
Troposphère	Partie inférieure de l'atmosphère, s'étendant de la surface de la Terre à 10 km d'altitude environ aux latitudes moyennes, où se situent les nuages et où se produisent les phénomènes météorologiques. La température y décroît avec l'altitude.
Win-win	Hypothèse selon laquelle les stratégies d'accroissement de stockage de carbone seraient aussi toujours "gagnantes" sur d'autres objectifs environnementaux.

Sigles et abréviations

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AGPB	Association Générale des Producteurs de Blé
CCNUCC	Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (en anglais : UNFCCC)
CCR	Centre Commun de Recherche (sis à Ispra, Italie)
CDM	Clean Development Mechanism (MDP en français)
CEC	Capacité d'Echange Cationique
CFC	Chlorofluorocarbonés (cf. GES)
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique
CoP	Conference of Parties (Conférence des Parties de la CCNUCC)
CORINAIR	Core Inventory of Air Emissions
CSE	Capacité de Stockage en Eau
CTE	Contrat Territorial d'Exploitation
ENM	Enherbement Naturel Maîtrisé
ETM	Elément Trace Métallique
ETP	Evapotranspiration Potentielle
ETR	Evapotranspiration Réelle
GCTE	Changements Globaux et Ecosystèmes Terrestres
GES	Gaz à Effet de Serre
GICC	Programme Interministériel "Gestion et Impacts du Changement Climatique"
GIEC	Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (en anglais : IPCC)
GCM	Global Circulation Model (en français : MCG)
GMES	Global Monitoring for Environment and Security
HCFC	Hydrochlorofluorocarbonés (cf. GES)
HFC	Hydrofluorocarbonés (cf. GES)
ICHN	Indemnité Compensatrice de Handicap Naturel
IFEN	Institut Français de l'Environnement
IFN	Inventaire Forestier National
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
IPCC	Intergovernmental Panel of Climate Change (en français : GIEC)
ITCF	Institut Technique des Céréales et des Fourrages
LAI	Leaf Area Index (indice de surface foliaire)
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry (en français : UTCF)
MAE	Mesure Agri-Environnementale
MCG	Modèle de Circulation Globale (en anglais : GCM)
MDP	Mécanisme de Développement Propre (en anglais : CDM)
MEDD	Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable

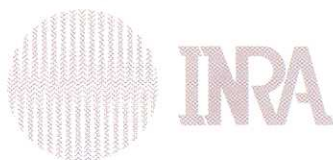
MIES	Mission Interministérielle de l'Effet de Serre
MO	Matière Organique
MOE	Matière Organique Exogène
MOP	Matière Organique Particulaire
NEC	National Emission Ceiling (Plafond d'émission national)
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OMM	Organisation Météorologique Mondiale (en anglais : WMO)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONG	Organisation Non Gouvernementale
PAC	Politique Agricole Commune
PCRD	Programme Cadre de Recherche et de Développement (de l'Union Européenne)
PEG	Potentiel d'Echauffement Global
PEN	Permis d'Emissions Négociables
PFC	Perfluorocarbonés (cf. GES)
PIB	Produit Intérieur Brut
PNLCCC	Programme National de Lutte Contre le Changement Climatique
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement (en anglais : UNEP)
PRG	Potentiel (ou Pouvoir) de Réchauffement Global
QELRC	Quantified Emission Limitation and Reduction Commitment
RESDF	Réseau Européen de Suivi des Dommages Forestiers
RGA	Recensement Général de l'Agriculture
RMQS	Réseau de Mesure de la Qualité des Sols
RU	Réserve en eau Utile
SAU	Surface Agricole Utile
SCEES	Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (du Ministère de l'Agriculture)
SIG	Système d'Information Géographique
SISOL	Simulation de la Structure des Sols Labourés
SOMNET	Soil Organic Matter Network
STH	Surface Toujours en Herbe
TEC	Tonne Equivalent Carbone
TEP	Tonne Equivalent Pétrole
TGAP	Taxe Générale sur les Activités Polluantes
UE	Union Européenne
UGB	Unité Gros Bétail
UNEP	United Nations Environment Program (en français : PNUE)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Secrétariat du protocole)
USDA	United States Department of Agriculture
UTCF	Utilisation des Terres, ses Changements et Forêts (en anglais : LULUCF)
WMO	World Meteorological Organisation (en français : OMM)

Directeur de la publication : Claire Sabbagh
Coordination éditoriale : Isabelle Savini

Couverture : dessin de Daoud Abnane
Impression : ROYER communication graphique

Octobre 2002

Unité Expertise Scientifique Collective



Institut National de la Recherche Agronomique

147, rue de l'Université – 75338 Paris cedex 07 – France
Tél : 01 42 75 90 00 – Fax : 01 47 05 99 66
www.inra.fr

ISBN 2-7380-1054-7